

EXPOSITION DE L'HIRONDELLE BICOLORE (*TACHYGINETA BICOLOR*)
AUX PESTICIDES AGRICOLES DANS LE SUD DU QUÉBEC

par

Valérie Lemieux

Mémoire présenté au Département de biologie en vue
de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, 26 mai 2020

Le 26 mai 2020

*Le jury a accepté le mémoire de madame Valérie Lemieux
dans sa version finale.*

Membres du jury

Professeur Marc Bélisle
Directeur de recherche
Département de biologie

Professeure Fanie Pelletier
Codirectrice de recherche
Département de biologie

Professeur Dany Garant
Président-rapporteur
Département de biologie

Marco Festa-Bianchet
Évaluateur interne
Département de biologie

SOMMAIRE

L'agriculture façonne le monde entier et évolue selon la demande provenant des humains. À ce titre, les techniques agricoles se sont développées pour augmenter le rendement des terres et accroître les profits. L'agriculture s'est ainsi intensifiée et la monoculture est devenue un modèle de succès. La machinerie lourde, les engrais chimiques et les pesticides synthétiques sont devenus essentiels à ce type de production. Malheureusement, les cultures uniformes sur de grandes surfaces favorisent la colonisation et la prolifération des pathogènes, des plantes nuisibles et des ravageurs qui peuvent causer de lourdes pertes aux cultivateurs. L'agriculture moderne a recours à une vaste gamme de pesticides pour lutter contre ce problème. Les pesticides sont utilisés en grande quantité à travers le monde et risquent ainsi d'affecter la biodiversité, l'environnement, et même la santé humaine. Plusieurs études ont montré que l'intensification agricole a des effets néfastes sur la faune aviaire et principalement sur les insectivores aériens, lesquels connaissent un déclin important parmi plusieurs de leurs populations. Une cause probable de ces déclins serait liée à la contamination et à la diminution de leurs ressources alimentaires étant associées à l'utilisation de pesticides.

Le but de cette étude était donc de déterminer si les pesticides agricoles se retrouvent dans les proies (diptères) de l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*), et si cette contamination est associée à la disponibilité des proies le long d'un gradient agricole au Sud du Québec. Les mesures de contamination étaient basées sur les pesticides trouvés dans les boli alimentaires livrés aux oisillons nés sur les 40 fermes composant mon système d'étude entre 2013 et 2016. Un total de 45 pesticides sur une liste de 54 ont ainsi été détectés au sein des boli alimentaires qui pouvaient d'ailleurs contenir plus d'un pesticide. Les six pesticides les plus détectés incluaient les herbicides atrazine, métolachlore et imazéthapyr, ainsi que des insecticides de la famille des néonicotinoïdes : la clothianidine, le thiaclopride et le thiaméthoxame. La fréquence de détection de pesticides augmentait avec le couvert relatif en cultures de maïs, de soya et des céréales, mais n'était pas affectée par les cultures de fourrages. Ces résultats montrent donc que la contamination en pesticides des proies des hirondelles est plus importante dans les zones

cultivées intensivement. Le niveau de contamination (le nombre de détections de pesticides par bolus récolté) a été utilisé à titre d'indice de contamination environnementale des fermes et, contrairement à ce qui était attendu, aucune influence de cet indice sur la biomasse en diptères n'a été observée. Je n'ai donc pas pu montrer un effet trophique causé par les pesticides sur la base de cet indice de contamination qui était somme toute grossier. Cette première étape mérite néanmoins d'être poursuivie à l'aide d'un indice de contamination plus réaliste et précis. Au final, mon étude montre que l'alimentation des Hirondelle bicolore est contaminée par plusieurs pesticides et que ces oiseaux sont donc potentiellement sujets à des effets toxicologiques de types cocktails, et ce, principalement dans les zones dominées par les cultures intensives. Ces résultats supportent la possibilité que le déclin de plusieurs populations d'hirondelles résulte, du moins en partie, de leur exposition à des pesticides agricoles.

Mots-clés : Hirondelle bicolore, *Tachycineta bicolor*, pesticide, intensification agricole, gradient agricole, diptère, boli alimentaires, contamination.

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur, Marc Bélisle, et ma codirectrice, Fanie Pelletier, de m'avoir donné la possibilité d'accomplir une maîtrise sur un sujet passionnant. Merci, Marc, pour tout le temps accordé à mes milliers de questions et pour ta compréhension de ma nouvelle situation familiale. Merci, Fanie, pour tes réponses rapides et tes commentaires constructifs, lesquels ont été très utiles à l'amélioration de mon projet. Merci à mes conseillers, Dany Garant et Marco Festa-Bianchet, pour vos judicieux conseils durant nos rencontres de comité.

Merci à mes merveilleux collègues, Dan et Ève, avec qui j'ai passé de beaux moments au labo. Merci pour votre aide en statistique, et pour vos idées et questionnements qui m'ont permis de réfléchir à des points parfois inconnus, lesquels m'ont amenée à pousser mes recherches. Et surtout, merci pour vos discussions sur différents sujets qui m'ont changé les idées de mon nouveau rôle de maman. Merci à tous les gens avec qui j'ai travaillé sur le terrain durant les étés de 2015 et 2016. J'ai passé de très beaux moments en votre compagnie avec beaucoup de rires. Sans oublier tous ceux qui ont travaillé sur la collecte de données depuis le début du projet en 2004, ainsi que tous les propriétaires des fermes nous ayant donné l'accès à leur terrain pour notre beau projet. Merci à toutes les personnes qui ont entrepris le tri des insectes et qui ont contribué à diminuer les piles de boîtes du labo, notamment Ève, Dan, Mathieu et Sabine.

Un gros merci à ma famille pour m'avoir toujours encouragée et permis d'accomplir mes rêves. Merci à mon amoureux, Marc, pour ton support chaleureux et pour l'aide à la maison qui m'ont permis de terminer mon projet. Merci à mes deux magnifiques enfants qui me donnent une nouvelle perspective de la vie et qui me font vivre d'inoubliables moments de bonheur. Malgré le retard rencontré au cours de ma maîtrise et le manque de sommeil, je suis fière de ce que j'ai accompli.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE.....	iv
REMERCIEMENTS	vi
LISTE DES ABRÉVIATIONS	ix
LISTE DES TABLEAUX	x
LISTE DES FIGURES	xi
CHAPITRE 1.....	1
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 L'intensification des pratiques agricoles	1
1.2 Utilisations des pesticides	3
1.3 Impacts des pesticides.....	4
1.4 Causes du déclin d'oiseaux insectivores aériens	5
1.5 Effets toxicologiques	6
1.6 Effets trophiques	8
1.7 Mesure des contaminants et des pesticides.....	10
1.8 Objectifs spécifiques et hypothèses	11
CHAPITRE 2.....	13
2.1 Introduction de l'article	13
2.2 Abstract.....	14
2.3 Introduction.....	15
2.4 Methods.....	20
<i>2.4.1 Study area and species</i>	<i>20</i>
<i>2.4.2 Boluses sampling.....</i>	<i>21</i>
<i>2.4.3 Pesticides extraction and quantification.....</i>	<i>22</i>
<i>2.4.4 Aerial insect sampling.....</i>	<i>22</i>
<i>2.4.5 Landscape characterization</i>	<i>23</i>
<i>2.4.6 Statistical analyses</i>	<i>23</i>

2.5 Result.....	25
2.5.1 <i>Bolus contamination</i>	25
2.5.2 <i>Diptera availability</i>	29
2.6 Discussion	32
2.7 Acknowledgements	39
2.8 References.....	40
2.9 Appendix.....	50
CHAPITRE 3.....	57
DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONCLUSION.....	57
3.1 Retour sur les résultats.....	57
3.1.1 <i>Composition en pesticides des boli alimentaires des Hirondelle bicolore</i>	58
3.1.2 <i>Variabilités du niveau de contamination selon le gradient agricole</i>	59
3.1.3 <i>Effet du niveau de contamination en pesticides sur la disponibilité des proies</i>	60
3.2 Limitations et perspectives futures	62
3.3 Conclusion	65
ANNEXE.....	67
BIBLIOGRAPHIE	74

LISTE DES ABRÉVIATIONS

DDT	Dichlorodiphényltrichloréthane
nAChRs	Récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine
ARN	Acide ribonucléique
2,4-D	2,4-dichlorophénoxyacétique
ADN	Acide desoxyribonucleique
Bti	<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
EPA	Environmental Protection Agency
BPC	Biphényles polychlorés
PMRA	Pest Management Regulatory Agency
GLMM	Generalized linear mixed model
clog-log	Complementary log-log
TNPD	Total number of pesticide detections
NB	Number of boluses collected
JD	Julian date
Tmax	Maximum temperature
PCA	Principal component analysis
CVAC	Critère de toxicité chronique
LOD	Limites de détection
LOQ	Limites de quantification
C	Concentration

LISTE DES TABLEAUX

Table 2.1.	Influence of crop composition within 500m of the farm centroid on the probability of detecting at least one pesticide in a bolus of Tree swallows' nestlings in southern Québec. Parameter estimates are from a GLMM assuming a binomial distribution and using a clog-log link function. The model was fitted using 1532 boluses collected between 2013 and 2016, and using farm ID as a random effect.....	28
Table 2.2.	Model selection regarding Diptera biomass (log) captured on farms. Models consisted of linear mixed models where the influence of Julian date could vary across farm IDs (random effect). All models contained the following fixed effects (base): year, poly(JD, 2), poly(Tmax, 3), and rain, where JD, Tmax, and rain stand for Julian date, maximum temperature, and precipitation, respectively. Remaining fixed effects contained: rain (precipitation), Comp.1 (first component of the compositional PCA regarding landscape habitat composition), Comp.2 (second component of the compositional PCA), TNPD (total number of pesticide detections), and NB (number of boluses). The models were based on 2624 observations grouped among the 39 farms where boluses of Tree swallows' nestlings were collected in southern Québec between 2013 and 2016.....	30
Table 2.3.	Estimated parameters of the best model assessing the influence of explanatory variables on Diptera biomass (log) captured on farms in southern Québec between 2013 and 2016 (see model #1 in Table 2.2).....	31
Table S2.	Characteristics and detection rates of the 54 active compounds that we quantified in the food boluses fed to Tree swallows' nestlings on 39 farms of southern Québec between 2013 and 2016. Limits of detection (LOD) and of quantification (LOQ), the half-life (low(0-30 days): 1; moderate(31-299 days): 2; long(+300 days): 3), whether the pesticide was homologated in Canada during the study or not are indicated. The number (#) of samples analyzed for a given pesticide, the proportion (ppt) of samples in which it was detected (per thousand) or quantified (per thousand) are also mentioned. Finally, the mean, standard deviation (sd), min and max concentrations (ng/g) for samples in which a given pesticide was quantified are provided.....	50
Table S3.	Caractéristiques et mode d'action de différents pesticides.....	67

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1.	Localisation of the 40 farms where the nest boxes of Tree swallows are installed in a gradient of agricultural intensification in southern Québec, Canada.	21
Figure 2.2.	Relative frequency distribution (per 1000 boluses) of the number of pesticides detected in food boluses with at least one pesticide fed to Tree swallows' nestlings on 40 farms of southern Québec between 2013 and 2016.....	26
Figure 2.3.	Number of detections of the 54 pesticides analyzed in boluses of Tree swallows' nestlings. The half-life of pesticides in the environment is depicted by an open (short), grey (moderate) or black (long) circle. Pesticides that were not homologated in Québec during sampling years (2013-2016) are indicated by a cross (×).....	27
Figure 2.4.	Influence of crop composition within 500m of the farm centroid on the probability of detecting at least one pesticide in a bolus of Tree swallows' nestlings in southern Québec between 2013 and 2016. Predictions and their 95% confidence intervals originate from the GLMM in Table 2.1.....	28
Figure. 2.5.	Compositional PCA biplot describing the landscape habitat composition of the 40 farms in southern Québec between 2013 and 2016. Each dot represents a year by farm location (4 years x 40 farms). The colour legend indicates the proportion of the variance explained by the compositional variables (corn, soybean, other cereals, forage (fodders and pastures) and forest.....	29
Figure 2.6.	Influence of landscape habitat composition (Comp.1, see Fig. 2.5) and precipitations (rain in mm; standardized) on Diptera biomass in g (log) in southern Québec between 2013 and 2016. Predictions and their 95% confidence intervals were computed based on model #1 (Table 2.3).....	32

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 L'intensification des pratiques agricoles

L'agriculture joue un rôle primordial pour l'humanité en approvisionnant en nourriture la population humaine, laquelle est en constante croissance. Celle-ci a atteint 7,6 milliards en 2017 et les projections suggèrent qu'elle atteindra 9,8 milliards d'ici 2050 (United Nations, 2017). Cette importante croissance démographique augmentera de façon significative la demande en ressources alimentaires au cours des prochaines années. Les projections de la demande mondiale en grain estiment qu'elle risque de doubler si la tendance pour une alimentation de qualité, basée principalement sur des produits animaliers, continue d'être favorisée (Tilman *et al.*, 2002; Oerke et Dehne, 2004). Les pratiques agricoles déterminent le niveau de production d'aliments qui permettent d'assurer la subsistance de l'Homme. Ce faisant, une augmentation de la productivité agricole va nécessiter plus de terres agricoles, lesquelles occupent déjà une grande superficie de la planète. L'agriculture pastorale et intensive occupe déjà la moitié des terres arables (Tilman *et al.*, 2001). La disponibilité des terres agricoles a toujours été considérée comme une contrainte à la production alimentaire. Toutefois, cela n'a jamais occasionné de problématique auparavant, car il était facile d'augmenter la surface des terres cultivées. D'ailleurs, il y a eu une expansion de 25 % des terres agricoles à l'échelle planétaire durant la période de 1961-63 à 1997-99, équivalant à une superficie de 172 millions d'hectares (FAO, 2015). La majorité des terres de bonne qualité, avec un haut potentiel de productivité, sont déjà utilisées pour l'agriculture, ce qui implique que l'expansion future des terres agricoles sera effectuée sur des terres marginales, étant vulnérables à la dégradation et ne permettant pas une forte productivité (Young, 1999; Tilman *et al.*, 2002; Oerke et Dehne, 2004). Il serait tout de même possible de réduire l'expansion des terres agricoles sans perte de rendement, car le taux de nourriture produite par surface de terre cultivable a grandement augmenté (Grigg, 1993; Matson *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2002).

Depuis les années 60, la révolution verte a fortement transformé l'agriculture (Naylor, 1996; Tilman *et al.*, 2002; Tscharntke *et al.*, 2005). Les pratiques agricoles émanant de cette révolution visent un haut rendement et ont, par conséquent, optimisé la proportion de terres arables utilisées afin d'obtenir un meilleur bénéfice. Initialement, les fermes étaient des exploitations familiales et ont changé vers une agriculture plutôt industrielle (Lobao et Stofferahn, 2008). Cette intensification agricole a eu pour effet de modifier la structure des paysages où l'agriculture est pratiquée (Benton *et al.*, 2003). Le paysage est passé d'un mode de culture extensive, caractérisé par une diversité de petites parcelles dont la majorité était consacrée aux pâturages et aux fourrages, à un mode de culture intensive, caractérisé principalement par de grandes parcelles axées sur quelques monocultures aux rotations simplifiées (Robinson et Sutherland, 2002). Les cultures intensives sont également caractérisées par une utilisation accrue de machineries lourdes et de produits agrochimiques (fertilisants et pesticides) et par un plus important drainage des terres, qui est accompagné par une linéarisation des cours d'eau et une perte de bandes de végétation en bordure des parcelles cultivées (Tscharntke *et al.*, 2005).

Dans certaines régions, la diminution des aires cultivables, l'appauvrissement des ressources et l'accès restreint à l'eau sont des facteurs qui peuvent affecter la production agricole (Nelson-Smith, 1995; Oerke et Dehne, 2004). Ainsi, le fait de produire plus sur une moins grande superficie avec les cultures intensives montre de plus en plus des signes de déclin de la productivité. Ce déclin serait causé par la dégradation de la qualité des sols et l'augmentation des problématiques liées à la santé des plantes (Nambiar, 1994; Matson *et al.*, 1997). Les engrais chimiques et les pesticides sont fortement utilisés pour accroître les rendements agricoles et sont devenus indispensables à ce type de production. Par exemple, la réduction du niveau de matières organiques d'origine, notamment provoquée par l'érosion, le lessivage, les cultures en continu et le manque de nutriment adéquat, peut affecter la fertilité du sol (Matson *et al.*, 1998). Plusieurs écosystèmes naturels auraient été convertis en zones agricoles sans l'ajout des fertilisants synthétiques (Tilman *et al.*, 2002). Ainsi, l'utilisation de fertilisants et le labourage mécanique sont utilisés comme substituts aux fonctions biologiques du sol, conséquemment ces pratiques agricoles affectent la décomposition et la disponibilité des nutriments en réduisant la diversité biotique du sol (Matson

et al., 1997). En plus, ces fertilisants ne sont pas tous absorbés par les plantes, ce qui peut affecter la qualité de l'eau. En se déversant dans les nappes phréatiques et les cours d'eau jusqu'aux océans, ces fertilisants nuisent à la vie aquatique et même à la santé humaine (Matson *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2002).

1.2 Utilisations des pesticides

Les cultures uniformes sur de grandes surfaces occasionnent une problématique majeure en favorisant la colonisation et la prolifération des pathogènes, des plantes nuisibles et des ravageurs qui peuvent causer de lourdes pertes de cultures dans les champs. Ces pertes agricoles peuvent avoir des conséquences négatives sur l'économie et sur la sécurité alimentaire de certaines régions et pays même mondialement (Savary *et al.*, 2019). Les pesticides synthétiques sont des substances chimiques créées et utilisées pour lutter contre des organismes nuisibles principalement dans l'agriculture. Les principaux types de pesticides sont les insecticides pour gérer les insectes ravageurs, les herbicides pour le contrôle des plantes indésirables et les fongicides pour éliminer les champignons parasites. Une combinaison de pesticides est souvent utilisée pour contrôler certaines maladies et infestations ou même pour des effets préventifs, (Giroux, 2019). L'agriculture moderne a recours à une vaste gamme de pesticides et leurs utilisations a grandement varié au cours du temps (voir Table S3. en Annexe). Leurs effets néfastes sur la santé humaine et sur l'environnement sont les principales sources du changement d'un pesticide pour un autre étant considéré moins toxique ou moins persistant ou ayant un mode d'action différent sur les organismes cibles (Jeschke et Nauen, 2008).

À travers le monde, un grand nombre d'ingrédients actifs sont utilisés, et ces pesticides sont utilisés en très grande quantité. Par exemple, aux États-Unis, il y eu une forte augmentation d'ingrédients actifs entre 1960 à 1981, représentant environ 287 millions de kg, suivie en 2008 d'une réduction,

atteignant 234 millions de kg (Fernandez-Cornejo *et al.*, 2014). En 2007, 47 % des pesticides utilisés aux États-Unis étaient des herbicides et le glyphosate était l'ingrédient actif le plus utilisé (EPA, 2011a). Au Québec, en 2016, 3 415 290 kg d'ingrédients actifs ont été vendus au sein du milieu agricole pour une superficie cultivée de 1 829 015 hectares, ce qui représente une baisse de 8 % par rapport à 2015. Parmi ces ingrédients actifs, 68,1 % sont des herbicides, 13,4 % des fongicides et 10,0 % des insecticides (MDDELCC, 2018a). Comparées à d'autres cultures, notamment celles du maïs et du soya, certaines cultures au Québec utilisent très peu de pesticides telles que les cultures de foin qui représentent 40 % des superficies cultivables (MDDELCC, 2018a). Les pesticides peuvent être appliqués répétitivement tout au long de la saison de production, particulièrement les insecticides et les fongicides (Giroux, 2017). L'application des herbicides se fait par ailleurs principalement en début de saison (Giroux, 2015).

1.3 Impacts des pesticides

Plusieurs problématiques peuvent être provoquées par l'utilisation d'une telle quantité d'ingrédients actifs. L'une d'entre elles est causée par la contamination de l'environnement par la dérive aérienne ou par le lessivage favorisant le contact avec des organismes non ciblés (Pimentel, 1995). Les pesticides peuvent provoquer une réduction et une dégradation de l'habitat d'organismes se retrouvant parfois dans les bandes de végétation en bordure des parcelles cultivées. Par exemple, les herbicides sont parfois utilisés pour contrôler les herbes en bordure de cultures, ce qui affecte la biodiversité (McLaughlin et Mineau, 1995). Il arrive que les bandes de végétation soient simplement touchées par la dérive d'herbicide vaporisé sur les cultures, ce qui altère l'habitat et l'approvisionnement en nourriture de plusieurs espèces d'invertébrés telles que les lépidoptères, les arachnides et les coléoptères, en plus des mammifères et des oiseaux (Prosser *et al.*, 2016). Par ailleurs, le lessivage de pesticides dans les eaux de surface et dans les nappes phréatiques est commun dans toutes les régions agricoles, ce qui met la faune et la flore des milieux humides et aquatiques particulièrement à risque. C'est le cas des insectes dont une partie ou l'ensemble du cycle vital a lieu dans ces milieux (Morrissey *et al.*, 2015; Cavallaro *et al.*, 2019).

Or ces insectes sont prépondérants dans la diète de nombreuses espèces d'oiseaux insectivores. On pourrait donc penser que l'utilisation de pesticides a des impacts à des niveaux trophiques supérieurs (Gibbons *et al.*, 2015). À ce titre, Hallmann *et al.* (2014) montrent que le taux de croissance des populations locales d'oiseaux insectivores des Pays-Bas est d'autant plus négatif que la concentration d'imidaclopride, un insecticide de la famille chimique des néonicotinoïdes, est élevée dans les eaux de surface.

1.4 Causes du déclin d'oiseaux insectivores aériens

Actuellement, la situation des oiseaux se dégrade partout sur la Terre. Selon BirdLife International, une espèce d'oiseaux sur huit serait en voie de disparition (BLI, 2013). Au Canada, depuis 1970, les populations d'oiseaux ont subi d'importants changements d'effectifs. Certaines espèces semblent être plus affectées telles que les oiseaux associés aux prairies, lesquels sont en forte baisse depuis (ICOAN, 2019; Rosenberg *et al.*, 2019). Les insectivores aériens sont des oiseaux de milieux ouverts qui utilisent souvent les milieux agricoles. Ces derniers connaissent la plus importante diminution de population dans plusieurs aires de leur distribution (ICOAN, 2012; 2019). Les insectivores aériens ont une diète spécialisée, laquelle est constituée d'insectes qu'ils attrapent au vol, et ils dépendent entièrement de cette source de nourriture. Il est difficile de déterminer les causes exactes du déclin de ce groupe d'espèces, car leur diminution est probablement influencée par de multiples facteurs pouvant varier selon l'espèce (Vickery *et al.*, 2001; Benton *et al.*, 2002; Nebel *et al.*, 2010). Parmi les causes suggérées, on y trouve la perte d'habitat, et la transformation du paysage pouvant s'étendre de leurs aires de nidification jusqu'à leurs aires d'hivernage, en plus des menaces auxquelles ils doivent faire face lors de leurs migrations (Nebel *et al.*, 2010; ICOAN, 2012). L'intensification agricole a un impact majeur sur la perte d'habitat, la fragmentation et la dégradation de leur habitat naturel. La destruction d'un habitat est principalement causée par l'agriculture. Un habitat est rarement détruit entièrement; il est plutôt réduit et fragmenté, et laisse quelques îlots d'habitats d'origine (Sodhi, 2010). La dégradation d'habitat est souvent associée à la pollution, ce qui peut créer une perte de biodiversité

en détruisant ou déplaçant la faune et la flore (Primack, 2014). Ainsi, la cause la plus souvent retenue pour expliquer le déclin des insectivores aériens serait les effets néfastes de l'intensification agricole sur les ressources alimentaires disponibles, ayant un impact direct et indirect sur la réduction de l'abondance de leurs proies (Nebel *et al.*, 2010; McCracken, 2013; Rioux Paquette *et al.*, 2013).

Toutefois, la toxicité d'un pesticide pour les oiseaux devrait être considérée comme un facteur plus important que l'intensification agricole pour évaluer le déclin des oiseaux de prairie (Mineau et Whiteside, 2013). L'utilisation accrue des pesticides en agriculture est un des principaux facteurs sous la mire des scientifiques pour expliquer le déclin des insectivores aériens (Goulson, 2014; Hallmann *et al.*, 2014), et suscite l'intérêt du grand public depuis la forte diminution des pollinisateurs (Henry *et al.*, 2012; Whitehorn *et al.*, 2012; Woodcock *et al.*, 2017). Bien que plusieurs études aient montré que le déclin des insectivores aériens soit majeur et problématique (Smith *et al.*, 2015; Michel *et al.*, 2016), le rôle joué par l'intensification agricole par le biais des pesticides n'est toutefois pas clair. Cependant, les pesticides de tous types peuvent avoir des effets à la fois toxicologiques et trophiques (en réduisant l'abondance de leurs proies) sur les organismes qui vivent en milieu agricole.

1.5 Effets toxicologiques

Les pesticides doivent d'abord passer par un processus d'enregistrement avant d'être vendus. Le fabricant doit fournir les données toxicologiques pour que les pesticides soient évalués par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) au Canada et par l'Environmental Protection Agency (EPA) aux États-Unis. Une des étapes du processus est de déterminer les effets sur les organismes non ciblés tels que les oiseaux (EPA, 2016a). Un des tests de base est de déterminer le niveau toxique aigu de l'ingrédient actif en se basant sur la toxicité orale aiguë aviaire

chez les espèces recommandées par l'EPA, lesquelles sont utilisées comme standard par les industries (EPA, 1994; Mineau, 2005a). Le test est effectué sur seulement une à trois espèces d'oiseaux, dont principalement le Colin de Virginie (*Colinus virginianus*) et le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*). Les oiseaux utilisés sont acclimatés à des conditions de laboratoire telles qu'une photopériode ou une performance reproductive non naturelle, lesquelles ne permettent pas de bien prédire les risques de l'ingrédient actif sur des espèces différentes et sur des populations sauvages (Mineau *et al.*, 2001; Mineau, 2005a). Ceci peut devenir problématique, car si les résultats en laboratoire montrent un faible risque de toxicité, le produit est mis sur le marché.

Environ 50 pesticides utilisés aux États-Unis peuvent causer la mort de différentes espèces d'oiseaux (BLI, 2004). Par exemple, le monocrotophos, un organophosphaté, aurait tué plus de 5 000 buses en Argentine en 1996 (Goldstein *et al.*, 1999) ainsi que des grues ayant mangé des graines traitées à ce pesticide en Inde en 2000 (Pain *et al.*, 2004). Dans ces deux cas, seulement des résidus du monocrotophos auraient été détectés dans l'organisme des oiseaux. Il est aussi estimé qu'aux États-Unis, il y aurait entre 17 à 91 millions d'oiseaux tués dans les cultures de maïs par le carbofuran, un carbamate (Mineau, 2005b). Même les néonicotinoïdes peuvent avoir des effets mortels sur les oiseaux. Par exemple, toutes les Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) d'un groupe étudié ont succombé après avoir consommé des graines traitées à l'imidaclopride, et ce, avec la dose recommandée pour l'enrobage des graines céréalières (Lopez-Antia *et al.*, 2015).

Les pesticides ne causent pas toujours la mort des organismes non ciblés, mais, à petites doses les pesticides peuvent se manifester de différentes manières. Dans la revue de Gibbons *et al.* (2015), la compilation de plusieurs études a montré que l'imidaclopride, la clothianidine ou le fipronil ont des effets sur la coordination des oiseaux allant même jusqu'à l'incapacité de vol, sur la réduction des réponses immunitaires, ainsi que sur la reproduction comme des anomalies testiculaires, des dommages à l'ADN et une réduction de la taille des embryons. En plus, l'imidaclopride consommé à faible dose chez les Perdrix rouge retarderait la ponte et réduirait le nombre d'œufs pondus (Lopez-Antia *et al.*, 2015). Le succès reproducteur peut aussi être affecté par une réduction du succès d'éclosion. De ce fait, le taux d'éclosion des œufs du Merlebleu de l'Est (*Sialia sialis*) diminuait selon leur niveau de contamination par des pesticides organochlorés (Bishop *et al.*, 2000a). D'ailleurs, le comportement des oiseaux peut être influencé par les pesticides. Par

exemple, l'exposition aux organophosphatés chez les femelles Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) avait pour effet de diminuer les soins qu'elles apportaient aux oisillons, ce qui réduisait leur taux de croissance (Grue *et al.*, 1982).

Les études effectuées sur des populations d'oiseaux en milieu naturel ne réussissent pas toujours à détecter des effets sur les oiseaux, et ce, même s'il y a une présence de pesticides dans leur organisme ou dans leurs œufs (Burgess *et al.*, 1999; Bishop *et al.*, 2000b; Mayne *et al.*, 2004). Ceci pourrait, entre autres, découler du fait que l'exposition aux pesticides en milieu naturel est très variable comparativement à un milieu contrôlé en laboratoire. À titre d'exemple, il a été observé que la bioaccumulation de BPC, un polluant industriel présent chez les Hirondelle bicolor (*Tachycineta bicolor*) vivant près des rivières avec des sédiments contaminés, varie selon la plasticité alimentaire des individus (Maul *et al.*, 2006). Le fait qu'un oiseau puisse se déplacer dans son environnement peut effectivement réduire ou augmenter ses chances d'être en contact avec les pesticides. De façon analogue, les oiseaux en laboratoire peuvent être forcés de se nourrir d'aliments contaminés, alors qu'en nature, leur diète variée réduit probablement la quantité absorbée de contaminants.

1.6 Effets trophiques

Les pesticides peuvent avoir des effets indirects sur les oiseaux champêtres (Boatman *et al.*, 2004). Parmi les nombreuses causes pouvant limiter les populations d'oiseaux, on note la disponibilité des ressources alimentaires (Newton, 1998). Poulin *et al.* (2010) montrent d'ailleurs que le *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti), un agent microbien utilisé pour le contrôle des moustiques, influence la chaîne alimentaire en affectant la disponibilité des proies d'un insectivore aérien. La diminution de la taille de la couvée et de la survie à l'envol des oiseaux observés dans les sites traités au Bti sont autant d'évidences que les oiseaux sont affectés par la diminution de leurs proies principales sur ces sites. D'autres études ont abordé le sujet en réduisant expérimentalement l'abondance d'insectes. Rodenhouse et Holmes (1992), par exemple, ont réduit la biomasse de

chenille dans une parcelle de forêt en l'aspergeant de Bt. Ce traitement a réduit le nombre de chenilles dans l'alimentation et le nombre de tentatives de nicher de la Paruline bleue (*Dendroica caerulescens*). Une étude similaire de Hunter *et al.* (1984) dans laquelle du carbaryl était aspergé sur des étangs a diminué l'abondance des macroinvertébrés, ce qui a affecté le taux de croissance et modifié le comportement des canetons (*Anas rubripes* et *Anas platyrhynchos*) en augmentant leur temps de recherche pour s'alimenter et en réduisant leur temps de repos.

Les techniques agricoles et les types de cultures utilisés de nos jours sont des précurseurs à la diminution de l'abondance des insectes (Conrad *et al.*, 2006; Evans *et al.*, 2007; Attwood *et al.*, 2008; Gruebler *et al.*, 2008; Rioux Paquette *et al.*, 2013). Or plusieurs études montrent que l'intensification agricole peut modifier les communautés d'insectes, et ainsi occasionner une réduction de l'abondance des oiseaux à long terme. Par exemple, il a été montré chez les Perdrix grise (*Perdix perdix*) que le succès reproducteur est lié à l'abondance d'insectes qui varie selon le type de culture, principalement avec l'utilisation d'herbicides dans les cultures céréalières (Southwood et Cross, 1969). Dans l'étude de Hart *et al.* (2006), l'utilisation d'insecticides de la famille des pyréthroïdes réduit l'abondance d'insectes qui est la source principale d'alimentation des oisillons du Bruant jaune (*Emberiza citrinella*), ce qui influence leur développement et le succès à l'envol. La concentration de toxines telles que l'imidaclopride dans les eaux de surface est plutôt commune et aurait un effet négatif sur les ordres d'insectes plus sensibles comme les diptères et éphéméroptères (Van Dijk *et al.*, 2013; Morrissey *et al.*, 2015). Ces pesticides peuvent ainsi avoir un effet sur l'alimentation de certains insectivores aériens comme chez l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*), nichant près des milieux humides, qui nourrit ses oisillons de 68 % d'invertébrés avec un stade larvaire de milieux aquatiques (Mengelkoch *et al.*, 2004). Un déclin important des insectes à travers le monde devient de plus en plus inquiétant (Forister *et al.*, 2019; Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). L'utilisation de pesticides synthétiques à grande échelle dans le monde a un impact important sur les ressources alimentaires des organismes des milieux agricoles. Les techniques agricoles qui n'utilisent pas ces produits semblent montrer des effets favorables. En effet, l'abondance d'insectes et la richesse spécifique d'espèces d'insectes étaient plus élevées dans les fermes biologiques que dans les fermes conventionnelles, alors que

l'abondance d'insectes pour un habitat similaire (pâturage et point d'eau) dans les deux types de fermes était tout de même plus grande dans les fermes biologiques (Wickramasinghe *et al.*, 2004).

1.7 Mesure des contaminants et des pesticides

L'augmentation accrue de l'utilisation des pesticides due à l'intensification agricole augmente le risque des organismes d'être en contact avec un contaminant et de l'accumuler dans leur système. Ainsi, certains chercheurs se sont intéressés à des méthodes afin de mesurer ces contaminants en milieu naturel. Les résidus de pesticides trouvés chez les oiseaux sauvages sont principalement prélevés des contenus stomacaux, d'organes ou de tissus d'individus retrouvés morts (Goldstein *et al.*, 1999; Kwon *et al.*, 2004). Parfois les chercheurs vont simplement échantillonner des œufs ou des oisillons dans les nids pour déterminer leur contamination sur un site spécifique (Bishop *et al.*, 2000a; Smits *et al.*, 2005; Custer *et al.*, 2014). Les œufs non éclos et les oisillons trouvés morts dans les nids sont aussi fréquemment ramassés et analysés. Par contre, il peut être difficile de détecter les résidus de pesticides dans les oiseaux morts, car la détérioration des composés peut être rapide (Kwon *et al.*, 2004).

Ainsi, d'autres chercheurs utilisent une analyse de l'activité de l'acétylcholinestérase dans les tissus du cerveau ou dans le plasma grâce à une prise de sang afin de doser l'exposition aux organophosphatés chez les oiseaux. Quoique les échantillons de plasma permettent d'avoir des mesures non invasives avant et après une exposition aux pesticides sur un même individu, les mesures effectuées sur le cerveau sont généralement plus fiables pour indiquer l'exposition aux pesticides (Burgess *et al.*, 1999). Le sang récolté doit aussi être centrifugé pour obtenir le plasma, ce qui n'est pas facile à faire sur le terrain. Toutefois, les techniques se développent pour faciliter la tâche aux chercheurs et l'utilisation de sang séché sur papier filtre permettrait d'avoir des

résultats similaires au plasma (Trudeau *et al.*, 2007). Ces techniques ne sont pas toujours répétables et adaptées aux études en milieu naturel.

L'étude de Haroune *et al.* (2015) a développé une nouvelle technique qui permet de détecter à faible dose plusieurs pesticides en analysant des boli alimentaires provenant de l'Hirondelle bicolor. L'entomotoxicologie, l'étude des toxines dans les insectes qui est présentement surtout utilisée en médecine (Gagliano-Candela et Aventaggiato, 2001), permettrait d'avoir une meilleure approche quant à la contamination des organismes. Cette technique nous apporte de nouvelles perspectives, car l'alimentation est une des voies de transfert des contaminants importants et que plusieurs espèces d'oiseaux en déclin nourrissent leurs oisillons d'insectes durant la saison de reproduction. En plus, elle permet de réduire grandement la pression sur les oiseaux, car les oisillons restent vivants lors de la collecte d'insectes. Le but de cette étude était d'évaluer le niveau de contamination des proies (diptères) de l'Hirondelle bicolor par des pesticides agricoles et de déterminer si cette contamination est associée à la disponibilité des proies le long d'un gradient agricole au Sud du Québec.

1.8 Objectifs spécifiques et hypothèses

Mon projet de maîtrise a pour objectif général de déterminer la contamination en pesticides agricoles des proies de l'Hirondelle bicolor en nidification dans le Sud du Québec et d'évaluer la possibilité d'un effet trophique de la contamination en pesticides sur la disponibilité des proies de ces oiseaux insectivores aériens. Pour ce faire, j'ai travaillé au sein de 40 paysages agricoles échantillonnés entre 2013 et 2016, qui constituent un système d'étude établi depuis 2004 et dans lequel s'effectue un suivi individuel d'une population d'Hirondelle bicolor. Mon travail contribue ainsi à apporter de nouvelles connaissances en ce qui a trait aux impacts directs (toxicologiques) et indirects (trophiques) potentiels que peuvent subir ces oiseaux dans leurs aires de reproduction.

Spécifiquement, mon projet de recherche explore dans un premier temps la composition en pesticides des boli alimentaires composés d'insectes rapportés aux oisillons durant la période de nourrissage. Ce potentiel de contamination a été évalué à l'aide d'une liste de 54 pesticides utilisés en agriculture. Dans un deuxième temps, je mesure l'influence de la composition en cultures des paysages agricoles sur le niveau de contamination des insectes que les Hirondelle bicolore rapportent à leurs oisillons. Dans un dernier temps, je vérifie si la disponibilité des diptères, proies principales des Hirondelle bicolore dans le système d'étude, est affectée négativement par le niveau de contamination en pesticides des proies, lequel est pris en tant qu'indice de contamination environnementale par ces substances.

Hypothèse 1 : Le niveau de contamination en pesticides des boli alimentaires reflète le niveau d'utilisation de ces substances à travers les paysages. Le niveau de contamination devrait donc être associé au niveau d'intensification agricole. Je m'attends ainsi à trouver plus de pesticides et ceux-ci en plus grandes concentrations au sein des paysages cultivés intensivement.

Hypothèse 2 : Les pesticides étant nuisibles aux insectes, la disponibilité en proies (diptères) des hirondelles est influencée négativement par la contamination de l'environnement par les pesticides. Ainsi, je m'attends à ce que la biomasse de diptères sur les fermes soit inversement proportionnelle au niveau de contamination par les pesticides observé chez les proies, tout en contrôlant pour la composition en cultures du paysage.

CHAPITRE 2

Exposition de l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*) aux pesticides dans un gradient d'intensification agricole dans le Sud du Québec, Canada

2.1 Introduction de l'article

Mon projet visait à documenter le niveau de contamination des proies des Hirondelle bicolore nichant dans le Sud du Québec par les pesticides agricoles et d'évaluer son association avec la composition en cultures des paysages agricoles et la disponibilité en proies des hirondelles. Ma contribution à ce travail, et notamment à l'article qui suit, est majeure. Je me suis d'abord assurée de la mise en forme et de la validation de la base de données découlant des analyses chimiques visant à mesurer le niveau de contamination des boli. J'ai aussi participé à la récolte des boli d'insectes ainsi que des échantillons d'insectes visant à estimer la disponibilité des proies des Hirondelle bicolore sur les fermes, de même qu'à l'analyse de ces échantillons. À ce titre, j'ai également supervisé les stagiaires qui ont contribué à l'analyse des échantillons d'insectes. J'ai enfin effectué les analyses statistiques et écrit l'article dont je vais aussi coordonner le processus de publication. Mon superviseur, le Pr. Marc Bélisle, m'a encadrée tout au long du projet et a apporté son aide lors des analyses statistiques; tandis que ma superviseure, la Pre. Fanie Pelletier, m'a fourni de judicieux commentaires lors de l'écriture. Mon conseiller, le Pr. Dany Garant, m'a donné de pertinents conseils et des suggestions durant nos réunions sur le projet. Enfin, Lounès Haroune a réalisé une partie et supervisé l'ensemble des analyses chimiques associées au projet, de même que vérifié l'ensemble des résultats de dosage issus de ces analyses.

Tree swallows (*Tachycineta bicolor*) exposure to pesticides in a gradient of agricultural intensification in southern Québec, Canada

Valérie Lemieux, Fanie Pelletier, Dany Garant, Lounès Haroune and Marc Bélisle

2.2 Abstract

Over the past 60 years, agriculture has been greatly intensified to improve yield per unit area. This intensification has been made possible through new techniques promoting row crop monocultures over large areas, the use of heavy machinery, and significant inputs of chemical fertilizers and synthetic pesticides. Such intensive row cropping lead to the large-scale homogenization of agricultural landscapes that are prone to pathogen and pest infestations that can damage crops, with the result that the toxicity load of farmlands due to pesticide use is ever increasing. As pesticides do not only affect target species, they are likely to have toxic effects on non-target organisms and cause trophic effects that trickle down food chains. The purpose of this study was to determine whether agricultural pesticides are found in the prey (Diptera) of Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*), a declining aerial insectivore, and whether this contamination is associated with the availability of their prey in southern Québec, Canada. Prey contamination was assessed based on the pesticides found in food boluses delivered to nestlings born between 2013 and 2016 on 40 farms distributed along a gradient of agricultural intensification. Pesticide composition of boluses was variable across samples and 45 pesticides out of 54 were detected during the course of the study, sometimes simultaneously. The six most frequently detected pesticides included three herbicides (atrazine, metolachlor, imazethapyr) and three insecticides of the neonicotinoid family (clothianidin, thiacloprid, thiamethoxam). The likelihood that a food bolus was contaminated by at least one pesticide increased with the amount of intensively cultivated row crops in the landscape. The number of pesticide detections per bolus collected on a given farm and year was, however, not related to the biomass of Diptera. This lack of relationship between food contamination by pesticides and availability merit to be investigated further as it was based on two

crude proxies. Overall, my study shows that Tree swallows can be contaminated by several pesticides through their food, especially in areas dominated by intensively managed row crops. Our results, therefore, support the possibility that the decline of several swallow populations using farmlands during parts or all of their life cycles is at least partly the result of their exposure to agricultural pesticides.

2.3 Introduction

Since the 1960s, agriculture experienced a green revolution (Naylor, 1996; Tilman *et al.*, 2002; Tscharntke *et al.*, 2005). The main goal of this revolution was to improve productivity, especially crop yield per unit area. For this to occur, small-scale farms with diversified productions were gradually transformed into industrialized farms specialized on a few cultures. This agricultural intensification thereby modified the structure of landscapes where agriculture is performed. The landscapes dominated by extensive cultures, characterized by a diversity of small parcels mainly used as pastures and for fodder production, were transformed to contain large parcels of row crop monocultures with simplified rotations. Such intensive culture implied an increasing use of heavy machinery, agrochemical inputs of fertilizers and pesticides, as well as a more important drainage or irrigation of field, and a loss of marginal natural habitats including waterways and hedgerows (Robinson & Sutherland, 2002; Benton *et al.*, 2003; Tscharntke *et al.*, 2005). This large-scale spatial transformation created homogenized agricultural landscapes (Benton *et al.*, 2003) conducive to pests and prone to yield losses worldwide (Savary *et al.*, 2019).

Synthetic pesticides have been used as the pest management tool of choice to counter the yield losses brought by the above transformations (Matson *et al.*, 1997). Yet pesticides were found to be harmful to non-targeted organisms, including humans, and a continuous search for more specific substances that were less toxic to humans is ever going (Mineau, 2009). For instance,

DDT seemed revolutionary until the day that its impact on the environment was shown to be harmful. This substance was then abandoned in favor of pesticides considered less dangerous, such as organophosphate and carbamate insecticides (Carson, 1962). These days, organophosphates and carbamates have nearly been totally replaced by pyrethroid and neonicotinoid insecticides (DiBartolomeis *et al.*, 2019). Even neonicotinoids are now starting to be replaced by new substances, such as diamides (e.g., chlorantraniliprole), due to their negative impact on pollinating insects (Bonmatin *et al.*, 2015). Worldwide the proportion of herbicides has increased by 48% in 2005 and are largely used in corn and soybean productions within developed countries (Zhang *et al.*, 2011). The tendency is also seen in Canada where herbicides and insecticides are used on annual row crops consisting predominantly of corn and soybeans (Put *et al.*, 2019). For example, in Québec, 3 361,4 tons of active ingredients intended for agricultural use over 1 829 015 hectares were sold in 2016. Of those active ingredients, 68,1% herbicides, 13,4% fungicides and 10,0% insecticides (MDDELCC, 2018). The problem of using such large quantities of active ingredients is that a large portion of those contaminate the environment and affect non-target species with the potential of trophic interactions over entire food webs (Gibbons *et al.*, 2015; Pisa *et al.*, 2015; Cavallaro *et al.*, 2019). For example, the large majority of water samples taken yearly from several rivers running across intensively cultivated regions of southern Québec are contaminated by many pesticides of various types (Giroux, 2015; 2019; Montiel-León *et al.*, 2019). Furthermore, most water samples surpass the contamination level deemed safe for the protection of aquatic life (Giroux, 2015; 2019). In Québec as well as elsewhere, such high levels of contamination of surface waters are likely due to the systematic use of pesticide coated seeds, especially with neonicotinoids, which are highly water soluble (Hladik *et al.*, 2014). The fact that a wide diversity of pesticides are found at high concentrations in surface waters suggest that many organisms are also likely to be contaminated with various impacts that could trickle down food chains (Gibbons *et al.*, 2015; Pisa *et al.*, 2015; Cavallaro *et al.*, 2019). For instance, Hallmann *et al.* (2014) have shown that the growth rate of local insectivorous bird populations in the Netherlands was negatively affected as the concentration of imidacloprid, a neonicotinoid insecticide, increased in surface water, and hypothesized that this impact was mostly trophic.

In order to be registered and marketed, each pesticide needs to go through a homologation process. In Canada, such a process is performed by the Pest Management Regulatory Agency (PMRA) and requires ecotoxicological data on mammals, birds, beneficial insects, and aquatic organisms (ARLA, 2019). These data are essential, yet often incomplete, as the toxicity of pesticides varies significantly among substances and organisms (Mineau, 2005). For example, in contrast to other more vulnerable species not even considered, *Daphnia magna*, the standard test species for aquatic organisms, is tolerant to neonicotinoids (Morrissey *et al.*, 2015). Moreover, tests are performed over short time periods on a limited number of species acclimated to specific laboratory conditions that are not representative of natural ecosystems and thus do not adequately predict the risks of the more typical chronic exposure to active ingredient observed in wild populations (Mineau, 2005). Also, tests involve only one active ingredient at a time while organisms are exposed to several to many substances sequentially or simultaneously (Mineau, 2005). For example, tests on acute oral avian toxicity are done majorly on one to three species of birds, which are not representative of birds that are most at risk to be in contact with pesticides in the wild (Mineau *et al.*, 2001; Mineau, 2005).

Since 1970, many North American bird populations have undergone substantial changes, and a decline of 74% for grassland birds has been shown as the largest breeding population loss across all biomes (Rosenberg *et al.*, 2019). In Canada, population declines of 57% and 59% have been reported during the same period for grassland bird and aerial insectivorous birds, respectively (ICOAN, 2019). The exact cause of these population declines is hard to determine but is likely to involve multiple factors that vary across species (Vickery *et al.*, 2001; Benton *et al.*, 2002; Nebel *et al.*, 2010). For instance, key factor hypothesized to have caused the decline of aerial insectivores agricultural intensification through habitat destruction, pesticide direct toxicity and loss in food availability (Nebel *et al.*, 2010; McCracken, 2013; Rioux Paquette *et al.*, 2013). The massive use of pesticides in agriculture is here likely to be pivotal as it can affect the birds directly and indirectly via trophic effects (Goulson, 2014; Hallmann *et al.*, 2014). For example, Stanton *et al.* (2018) estimated that 42% of farmland birds are negatively affected by pesticides and only 27% by habitat loss.

Pesticides can have severe effects and even be fatal for different kinds of birds (BLI, 2004). For example, the organophosphate insecticide monocrotophos has killed more than 4000 hawks in Argentina in 1996 (Goldstein *et al.*, 1999), killed large numbers of cranes that has ingested treated seeds in 2000 in India (Pain *et al.*, 2004). In those two cases, only residual monocrotophos has been detected in the corpses of birds. Pesticides are however not always fatal for non-target organisms. Gibbons *et al.* (2015) compiled many studies which showing that imidacloprid, clothianidin or fipronil altered the coordination and flying ability of birds as well as reduced their immune response, caused testicular anomalies, damaged their DNA and reduced the size of embryo. Furthermore, when imidacloprid was consumed at low concentration by red-legged partridges (*Alectoris rufa*), these birds delayed the lay date of their first egg and had reduced clutch sizes (Lopez-Antia *et al.*, 2015). Bird behavior can also be influenced by pesticides. For example, female European starlings (*Sturnus vulgaris*) exposed to organophosphate insecticides neglected their nestlings, which ultimately showed a reduced growth rate (Grue *et al.*, 1982).

Studies conducted on bird populations in natural environments do not always detect effects of pesticides on birds, even when present in their bodies or eggs (Burgess *et al.*, 1999; Bishop *et al.*, 2000; Mayne *et al.*, 2004). This could be due, among other things, to the fact that pesticide exposure in natural environments is highly variable compared to within a controlled laboratory environment. The fact that a bird can move around in its environment can effectively reduce or increase its chances of being in contact with pesticides. Similarly, birds in laboratories may be forced to feed on contaminated food, while in nature their varied diets probably reduce the amount of contaminants absorbed (Maul *et al.*, 2006). Sub-lethal exposures to pesticides must nevertheless be considered. Indeed, pesticide use in agriculture is colossal with many potential cocktail effects generated by the combination of multiple pesticides that can act additively or synergistically and thereby affect non-target organisms (Rizzati *et al.*, 2016). Food is one of the main factor limiting bird populations (Newton, 1998) and pesticides have the potential to impact birds through it. For instance, Poulin *et al.* (2010) have reported that *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti), a microbial

agent used to control mosquitos reduces the prey availability of an aerial insectivorous birds that show reduced clutch sizes and lower fledging survival on Bti treated sites. A similar study by Hunter *et al.* (1984) has shown that when carbaryl was sprayed in ponds it reduced the abundance of macroinvertebrates and affected the growth rate and behavior of ducklings (*Anas rubripes* and *Anas platyrhynchos*) by increasing food searching time and reducing resting time. After reviewing 73 articles reporting a decline of insect populations Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) retained agricultural intensification and pollution by pesticides as the two principal causes of these declines. Agricultural techniques and crop types used nowadays are hypothesized to be precursors to the reduction in insects abundance (Conrad *et al.*, 2006; Evans *et al.*, 2007; Attwood *et al.*, 2008; Gruebler *et al.*, 2008; Rioux Paquette *et al.*, 2013). Many studies have shown that agricultural intensification can modify the insect community and cause a reduction in the abundance of birds in the long term. For example, it has been shown that Grey partridge (*Perdix perdix*) reproductive success was related to the abundance of insects which varied according to crop types and the amount of herbicides used in cereals (Southwood & Cross, 1969). Hart *et al.* (2006) have shown that pyrethroid insecticides reduced the abundance of insects, the principal food source of yellowhammer chicks (*Emberiza citrinella*), with negative impacts on their development and fledging success.

This study first aimed to determine the contamination level of breeding Tree swallow (*Tachycineta bicolor*) prey by agricultural pesticides in southern Québec, Canada. Based on this information, we then assessed whether this contamination was associated to prey availability and thus to a potential trophic effect. To do so, we first assessed the pesticides found in the food boluses fed to nestling born on 40 farms located along a gradient of agricultural intensification. We then determined how the level of contamination of food boluses varied according to the crop composition of the different farms and their surroundings, expecting that contamination should be greater in landscapes dominated by intensive cultures such as corn, soybean and other cereals. Finally, we quantified the influence of prey contamination by pesticides on the biomass of Diptera, the main prey of Tree swallows in our study system, while statistically controlling for the crop composition of the surrounding landscape.

2.4 Methods

2.4.1 Study area and species

The study area is represented by a gradient of agricultural intensification that covers an area of 10 200km² in southern Québec, Canada (Figure 2.1). The west zone is mainly composed of intensive cultures like corn and soybean with a low cover of fragmented forests. At the opposite, the more we go at the east of the gradient, the landscape becomes mainly hayfields and pastures with more parcels of forest. In the studied system, 40 farms are distributed along the gradient, where each farm possesses 10 nest boxes spaced by 50m (see Ghilain & Bélisle (2008) for more details on the system). One of the five kinds of birds that use those nest boxes is the Tree swallows, the studied species. This passerine weighs 20g and nests naturally in second cavity but easily uses nest boxes near its nesting site (Winkler *et al.*, 2011). It is a migratory species that can fly more than 1 000km to breed in the north of America in the summer (Laughlin *et al.*, 2013). Their territories can be varied but they frequent mostly open areas like wetlands and fields. Tree swallows are aerial insectivores with a diet composed of a large range of flying insects but Diptera is the most important source of insects in their diet (McCarty & Winkler, 1999; Mengelkoch *et al.*, 2004; Bellavance *et al.*, 2018).

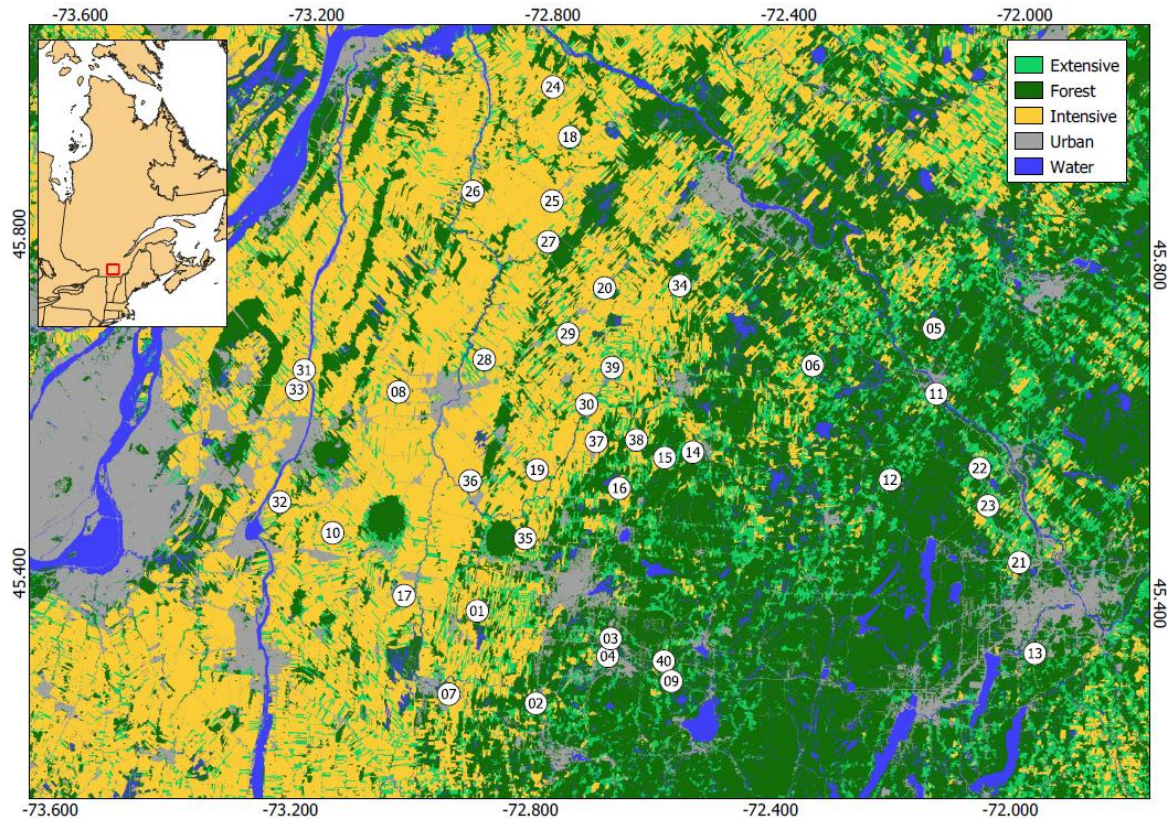


Figure 2.1. Localisation of the 40 farms where the nest boxes of Tree swallows are installed in a gradient of agricultural intensification in southern Québec, Canada.

Legend: blue = water, gray = urban area, dark green = forest, light green = extensive cultures, yellow = intensive cultures. The circled number indicates the location of farms with their number of identifications.

2.4.2 Boluses sampling

Boluses were collected to determine the level of contamination by pesticides in the food of Tree swallows. The sampling was done on the 40 farms, but boluses were collected on only 39 farms. Boluses are brought by the adult to their nestling; therefore, a collar was installed on every nestling of the brood preventing them from swallowing the insects. Since 2013, the boluses have been collected yearly on nestlings of ages 6, 8 and 10 days old. The sampling was composed of two

consecutive 30 minutes periods, after which boluses were removed. Boluses were preserved individually in an empty 50ml Falcon tube, placed on ice for less than 10 hours before being kept at -20°C until the pesticides extraction. Bolus sampling was stopped on a farm when a total of 10 boluses was reached, but for a limit of 5 boluses per brood.

2.4.3 Pesticides extraction and quantification

The level of contamination was determined by dosing 54 molecules including 24 insecticides, 18 herbicides, 9 fungicides, 2 breakdown products, and 1 metabolite (see Table 2.1). Those pesticides represented a large range of the main pesticides used in agriculture in Québec (Giroux, 2015) and those pesticides have shown to have some toxicological and trophic effects by the previous studies (Hallmann *et al.*, 2014; Gibbons *et al.*, 2015). The extraction and the quantification of pesticides were done by analytical chemistry procedures following the protocol developed by Haroune *et al.* (2015). Unfortunately, the method we used did not allow to extract and dose common pesticides like glyphosate and 2,4-D because they are from a completely different chemical family requiring a totally different method of extraction.

2.4.4 Aerial insect sampling

The estimation of prey availability was done with two passive traps that were installed to collect insects on each farm for a total of 80 in our system. They were installed at 1.5m above ground at the first and second third of the 500m long nest box transects. Traps consisted of 4L yellow buckets topped by two windows of transparent Plexiglas (20cm wide x 30cm high), forming a cross that flying insects could hit and then fall in 2L of salted-soapy water. Each bucket was collected every two days from the month of May until the last nestlings has fledged. The insects were preserved

in a 50ml Falcon tube with ~15ml of 75% ethanol until processing. Samples were sorted in the lab with the help of a microscope in order to extract Diptera, the insects that strongly dominates the diet of Tree swallows in our study system (Rioux Paquette *et al.*, 2013; Bellavance *et al.*, 2018). After they were left drying at 50°C during 48 hours, their dry weight was determined with an analytical balance ($\pm 0.0001\text{g}$). As meteorological variables can influence insect abundance and activity, and thus their trappability, the amount of precipitation (in mm) between each farm visit was measured using a rain gauge. The temperature was collected every hour with a ThermoChron installed under a nest box of each farm.

2.4.5 Landscape characterization

Each year the characterization of the landscape was done for each farm to determine the type of crops within a 500m radius around each nest box. This radius represented the area of foraging around Tree swallows nest box (McCarty & Winkler, 1999). The proportion of different crops was estimated for each farm, delimited by ArcGIS (ESRI 2008) with orthophotos (scale 1:40 000) of each area of a field corresponding to the urban area, water bodies, tree cover, and different crop types. To validate the delimitation areas and to confirm the type of crops, direct observations were done on each site at the end of each field season near the month of August.

2.4.6 Statistical analyses

All models were adjusted with the glmmTMB package (version 0.2.3; Brooks *et al.*, 2017) within the R statistical environment (R Core team 2018, version 3.4.4). Given that the incidence of detecting more than one pesticide in a given bolus was relatively low, we opted to assess the influence of landscape habitat composition on the probability that at least one pesticide was

detected in a bolus. This probability was modeled using a generalized linear mixed model (GLMM) to account for the hierarchical sampling structure (many boluses per farm). Hence, farm identity was included as a random factor. The GLMM assumed a binomial distribution and used a complementary log-log (clog-log) link function because of the low probability of occurrence observed in the first two years of the study (see Results). Fixed effects included the relative cover of the different crop types found within 500m of the farm centroid. Crops included corn, soybean, wheat, and other cereals (oat and barley), as well as fodders and pastures grouped together.

We then assessed the influence of environmental contamination by pesticides, as estimated by the total number of pesticide detections (TNPD), while controlling statistically for the number of boluses collected (NB), on the availability of Diptera (log average dry biomass in g between the two traps of a farm) for Tree swallows. We did this using a set of four linear mixed models contrasted based on the second-order Akaike information criterion (Burnham & Anderson, 2002) following Vaida & Blanchard (2005). All models included the year as a factor, Julian date (JD ranging from day 150 to 200), the maximum temperature (Tmax in °C) recorded in the previous 2 days, and the amount of precipitation (rain in mm) in that same period. The effect of JD was assumed to be quadratic with Diptera biomass peaking in mid-season (Rioux Paquette *et al.*, 2013; Bellavance *et al.*, 2018). The influence of Tmax on Diptera biomass was expected to follow a third order polynomial as insect activity increases with temperature before it decreases when it is too high (Taylor, 1963). Models differed based on their inclusion of habitat landscape composition and/or TNPD and NB, as well as their potential interaction with rain because some pesticides, such as neonicotinoids which are highly soluble in water, may become more available after rainy weather. Habitat composition of the landscape surrounding each farm on a given year was included in the models based on the position (scores) of each farm by year, combination along the first two axes (Comp.1 and Comp.2) of a robust principal component analysis (PCA) for compositional data (Filzmoser *et al.*, 2009) applied to the mean relative area covered by corn, soybean, other cereals (wheat, oat, barley), fodders (hay, clover, alfalfa), pastures, and forest within 500m of each nest box of a farm on a given year. Compositional PCA is a method that has been developed to overcome the limitations of a typical PCA when applied to a set of variables which are constrained

(e.g., by summation; Jackson, 1997; Filzmoser *et al.*, 2009). We fitted the compositional PCA using the `pcaCoDa` function of the package `robCompositions` v.2.0.10 (Templ *et al.*, 2011) in R. All explanatory variables were standardized (zero mean and unit variance) to limit collinearity and scale problems, as well as to facilitate the comparison of effect sizes (Legendre & Legendre, 1998).

2.5 Result

2.5.1 Bolus contamination

A total of 1541 boluses were analysed between 2013 and 2016 (2013: 498; 2014: 380; 2015: 361; 2016: 302). Overall, we detected at least one pesticide in 35.8% of boluses. The percentage of boluses in which we detected at least one pesticide steadily increased across years from 25.3% in 2013 to 67.8% in 2016 (2014: 36.2%; 2015: 58.2%). Overall, when detected the number of pesticides found within a bolus ranged between 1 and 16 and showed a frequency distribution strongly skewed to the right (Fig. 2.2). The fact that more than one pesticide was found in boluses shows the possibility that Tree swallows may be subjected to cocktail effects.

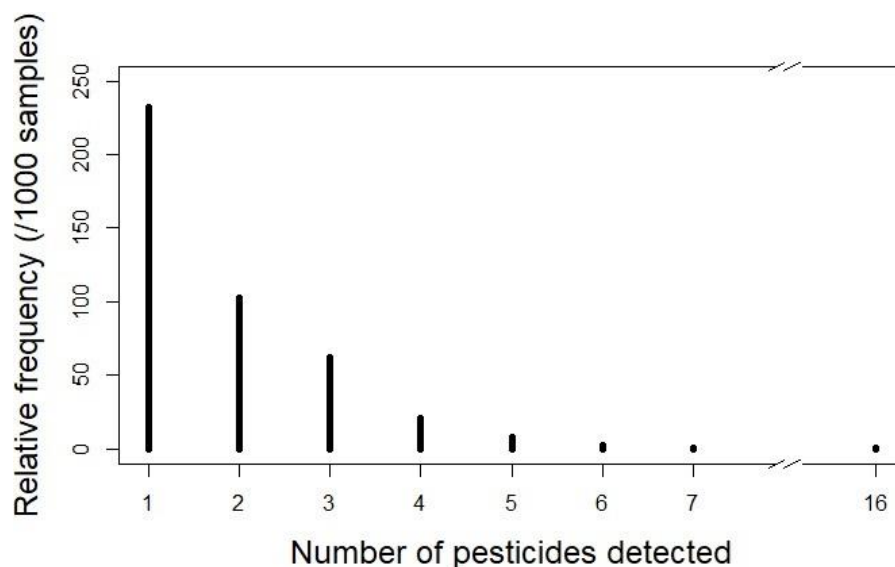


Figure 2.2. Relative frequency distribution (per 1000 boluses) of the number of pesticides detected in food boluses with at least one pesticide fed to Tree swallows’ nestlings on 40 farms of southern Québec between 2013 and 2016.

We detected 45 pesticides among the 54 that we attempted to dose in boluses: 18 of 24 insecticides, 15 of 18 herbicides, all 9 fungicides, 1 of 2 breakdown products, and 1 metabolite. The three most detected pesticides were herbicides and included atrazine, metolachlor and imazethapyr (Fig. 2.3). These were followed by three insecticides of the neonicotinoid class: clothianidin, thiacloprid and thiamethoxam. Also, among the nine compounds that we did not detect, most were not homologated for agricultural use in Québec (ARLA, 2012; MDDELCC, 2019a; SAgE, 2019) and/or have a short (0-30 days) half-life according to the SAgE database (SAgE, 2019). On the other hand, most detected pesticides have a moderate (31-299 days) to a long (+300 days) half-life. Interestingly, 16 detected pesticides were not homologated in Québec for agricultural use during the sampling years, suggesting that these compounds can persist in the environment for long periods of time or that some farmers ignored this restriction.

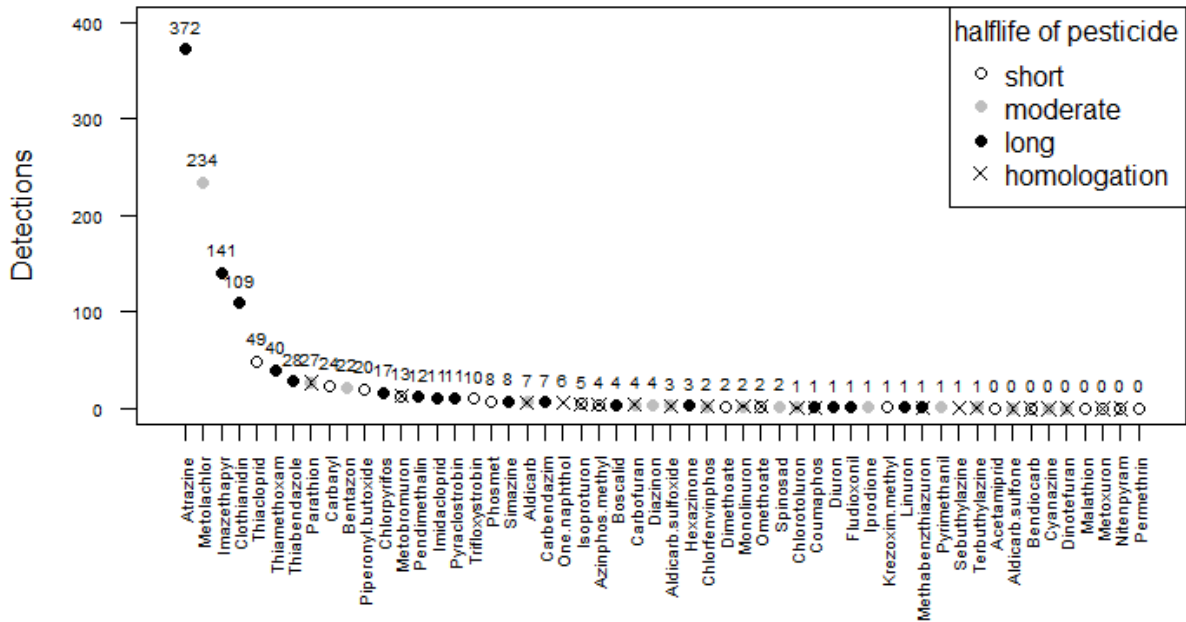


Figure 2.3. Number of detections of the 54 pesticides analyzed in boluses of Tree swallows’ nestlings. The half-life of pesticides in the environment is depicted by an open (short), grey (moderate) or black (long) circle. Pesticides that were not homologated in Québec during sampling years (2013-2016) are indicated by a cross (×).

The habitat composition of the landscape, defined by a 500m radius centered on the farm centroid, influenced the probability of detecting at least one pesticide in a bolus. Indeed, this probability increased with the relative amount of all crop types (Table 2.1). This effect was particularly clear for corn, soybean, wheat, and other cereals (oat and barley) but imprecise for the relative area devoted to fodders or pastures (Fig. 2.4).

Table 2.1. Influence of crop composition within 500m of the farm centroid on the probability of detecting at least one pesticide in a bolus of Tree swallows’ nestlings in southern Québec. Parameter estimates are from a GLMM assuming a binomial distribution and using a clog-log link function. The model was fitted using 1532 boluses collected between 2013 and 2016, and using farm ID as a random effect.

Variable	Estimate	Std. Error	Lower CI 95%	Upper CI 95%
Intercept	-1.659	0.295	-2.238	-1.081
Corn	2.065	0.383	1.315	2.815
Soybean	1.279	0.409	0.477	2.081
Wheat	2.342	0.552	1.260	3.424
Other cereals	2.325	0.940	0.483	4.167
Fodders and pastures	0.889	0.506	-0.102	1.881

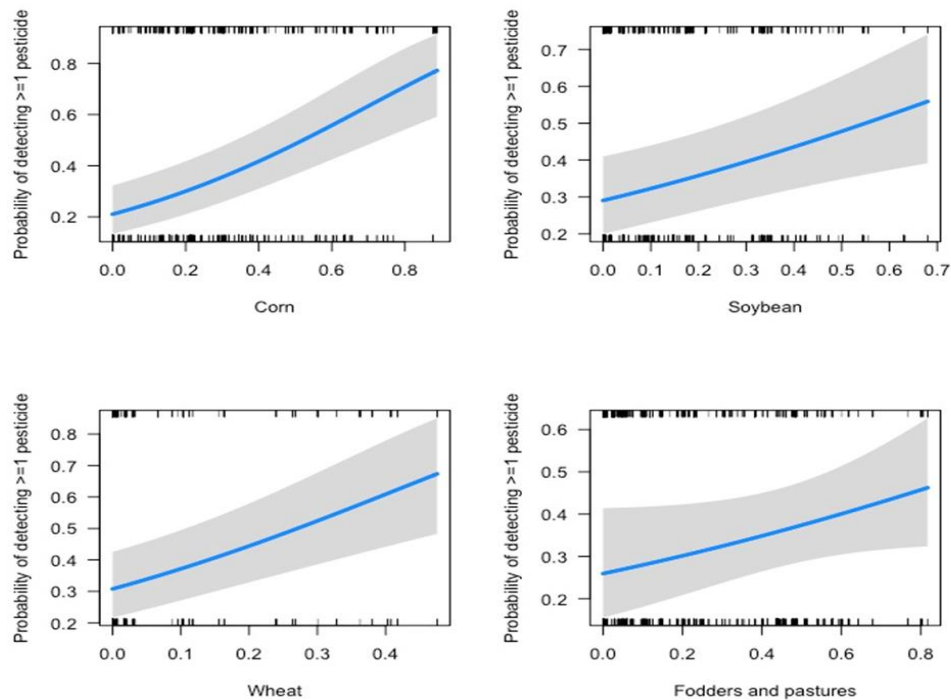


Figure 2.4. Influence of crop composition within 500m of the farm centroid on the probability of detecting at least one pesticide in a bolus of Tree swallows’ nestlings in southern Québec between 2013 and 2016. Predictions and their 95% confidence intervals originate from the GLMM in Table 2.1.

2.5.2 Diptera availability

The first two components of the compositional PCA explained 88% of the variance of the landscape habitat composition defined by the farm by year combinations (4 years x 40 farms; Fig. 2.5). The first PCA axis primarily defined the gradient of agricultural intensification of the study area, with intensively cultivated landscapes (corn and soybean) on the left and extensively cultivated landscapes (fodders and pastures) on the right. The second PCA axis, however, discriminated landscapes based on their cover in corn and soybean.

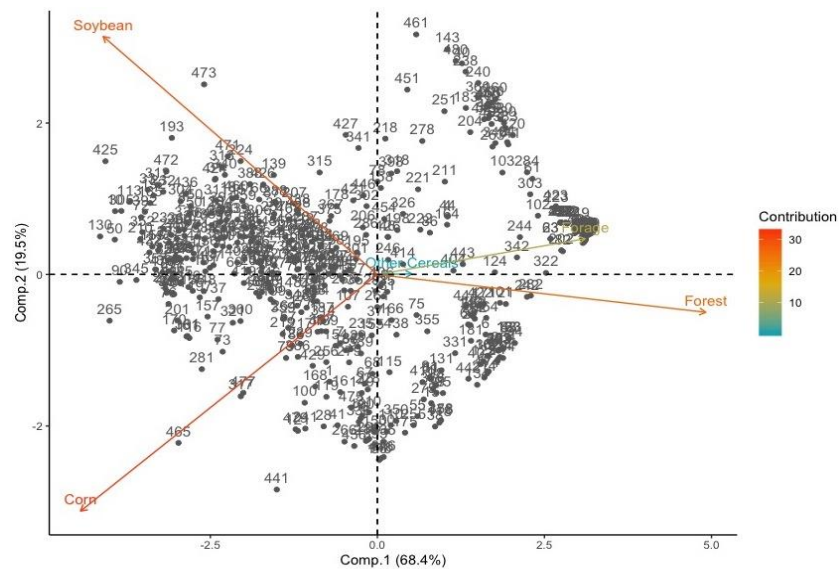


Figure. 2.5. Compositional PCA biplot describing the landscape habitat composition of the 40 farms in southern Québec between 2013 and 2016. Each dot represents a year by farm location (4 years x 40 farms). The colour legend indicates the proportion of the variance explained by the compositional variables (corn, soybean, other cereals, forage (fodders and pastures) and forest).

The availability of Diptera to Tree swallows, as estimated through their biomass, was best explained by the model that did not consider our index of environmental contamination based on the total number of pesticide detections while controlling for the number of boluses collected on a given farm (i.e., model #1 in Table 2.2). According to this model (and model #3), Diptera biomass was, however, influenced by the first axis of the compositional PCA describing the landscape habitat composition surrounding farms. Specifically, Diptera biomass decreased slightly with Comp.1 when precipitations were low to moderate but increased with Comp.1 when precipitation were important (Table 2.3). Hence, Diptera were slightly more available in intensively cultivated landscapes when precipitations were not important but when important availability was much greater in landscapes dominated by extensive cultures and forest despite being lower overall (Fig. 2.6). Diptera biomass did not vary with Comp.2, and thus seemed not affected by the proportion of corn and soybean once Comp.1 has been taken into account. We did not find an effect of the total number of pesticide detections on Diptera biomass in any of the models we considered. Besides, we found a quadratic relationship of both Julian date and maximum temperature, as well as a negative effect of precipitation on Diptera biomass in all models (Table 2.3).

Table 2.2. Model selection regarding Diptera biomass (log) captured on farms. Models consisted of linear mixed models where the influence of Julian date could vary across farm IDs (random effect). All models contained the following fixed effects (base): year, poly(JD, 2), poly(Tmax, 3), and rain, where JD, Tmax, and rain stand for Julian date, maximum temperature, and precipitation, respectively. Remaining fixed effects contained: rain (precipitation), Comp.1 (first component of the compositional PCA regarding landscape habitat composition), Comp.2 (second component of the compositional PCA), TNPD (total number of pesticide detections), and NB (number of boluses). The models were based on 2624 observations grouped among the 39 farms where boluses of Tree swallows' nestlings were collected in southern Québec between 2013 and 2016.

Model (fixed effects)	K	ΔAIC_c	w
1. Comp.1 + rain x Comp.1 + Comp.2	20	0.00	0.68

Table 2.2. continued

Model (fixed effects)	K	ΔAICc	w
2. TNPD + NB	19	5.19	0.05
3. Comp.1 + rain x Comp.1 + Comp.2 + TNPD + NB	22	2.04	0.25
4. TNPD + rain x TNPD + NB	20	7.20	0.02

Table 2.3. Estimated parameters of the best model assessing the influence of explanatory variables on Diptera biomass (log) captured on farms in southern Québec between 2013 and 2016 (see model #1 in Table 2.2).

Variable	Estimate	Std. Error	Lower CI 95%	Upper CI 95%
Intercept	2.860	0.082	2.699	3.020
year2014	-0.067	0.048	-0.162	0.027
year2015	0.265	0.050	0.167	0.363
year2016	-0.190	0.052	-0.292	-0.088
poly(JD, 2)1	2.600	1.652	-0.638	5.839
poly(JD, 2)2	-7.266	1.222	-9.661	-4.871
poly(Tmax, 3)1	2.371	1.031	0.351	4.391
poly(Tmax, 3)2	-2.792	0.904	-4.563	-1.020
poly(Tmax, 3)3	0.319	0.883	-1.410	2.049
rain	-0.060	0.019	-0.097	-0.023
Comp.1	-0.045	0.032	-0.107	0.018
Comp.1 x rain	0.022	0.009	0.005	0.039
Comp.2	-0.036	0.027	-0.089	0.017

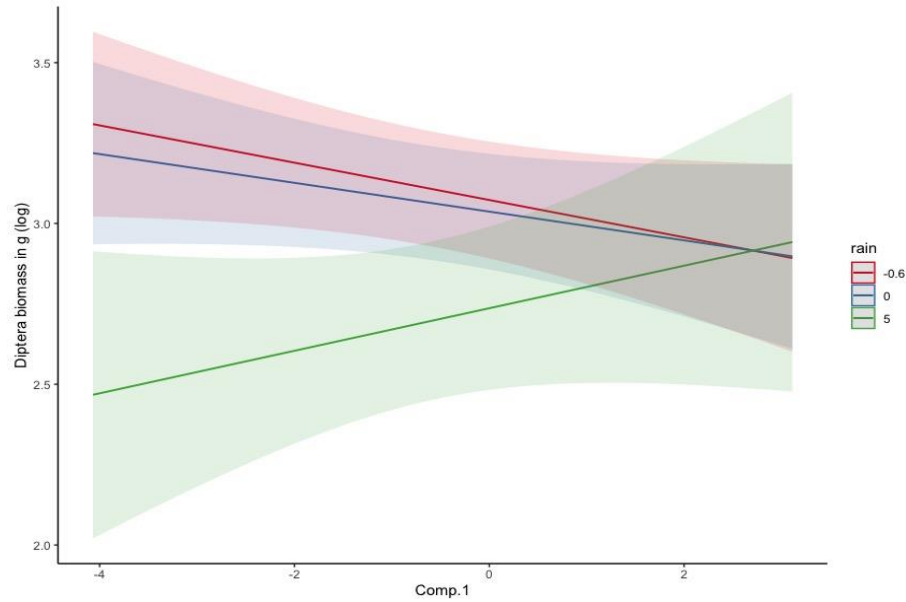


Figure 2.6. Influence of landscape habitat composition (Comp.1, see Fig. 2.5) and precipitations (rain in mm; standardized) on Diptera biomass in g (log) in southern Québec between 2013 and 2016. Predictions and their 95% confidence intervals were computed based on model #1 (Table 2.3).

2.6 Discussion

Our study shows that Tree swallows are exposed to a variety of pesticides through their Diptera prey, especially when breeding in landscapes dominated by intensively cultivated crops. Although pesticides were mainly found in low concentrations, the diversity of pesticides found in the prey fed to nestlings exposes birds to potential toxicological cocktail effects. The main pesticides found included herbicides, such as atrazine, S-metolachlor, and imazethapyr, as well as insecticides of the neonicotinoid family: clothianidin, thiacloprid, and thiamethoxam. These pesticides are essentially the same as those found in Québec rivers within the intensively managed croplands of corn and soybean of our study area (Giroux, 2019; Montiel-León *et al.*, 2019). Indeed, both Giroux (2019) and Montiel-León *et al.* (2019) report that the most detected herbicides in these surface

waters between 2011 and 2017 include glyphosate, atrazine, S-metolachlor, and imazethapyr. For that same period, the most detected insecticides were from the neonicotinoid family: clothianidin, thiamethoxam, and imidacloprid. The incidence of the pesticides most frequently found in the prey of Tree swallows also matches the pesticide sales (kg) in Québec for 2017. While phosphonic acids and their derivatives, such as glyphosate, were the most sold in that year, they were followed in the second position by anilides like S-metolachlor, in the fifth position by chlorotriazines such as atrazine, and in the 25th position for guanidine like clothianidin and imidacloprid (MDDELCC, 2019a). Neonicotinoids have been increasingly used worldwide since the 1990s, and are characterized by a high leaching potential, being soluble in water, and by a long persistence in the environment (Morrissey *et al.*, 2015). Neonicotinoids are now widely detected in waters, not just in Canada but also in the United States (Hladik *et al.*, 2014) and in parts of Europe (e.g., Hallmann *et al.*, 2014). This high detection rate seems to be caused by pesticides used in seed coating, which causes a problem in Québec, as these pesticides are not included in the Québec sales balance sheet (Giroux, 2015). Therefore, it is impossible to determine the quantities of neonicotinoids used in Québec, but it is estimated that 100% of corn and more than 50% of soybeans use neonicotinoid-coated seed, representing an area of approximately 500,000 hectares (MDDELCC, 2015).

The pesticides found in the prey of Tree swallows indicate that these birds are exposed to contaminants that may have both toxicological and trophic effects on them. The surface waters of the western part of our study area, which is under intensive crop management (Fig. 2.1), have also shown to contain several pesticides in concentrations that exceed a water quality criterion for the protection of aquatic life (i.e., the chronic toxicity criterion – CVAC - developed by MDDELCC (2019b) during the 2015-2017 period (Giroux, 2019). These include herbicides such as glyphosate, atrazine, S-metolachlor, and metribuzin, as well as insecticides such as clothianidin, thiamethoxam, imidacloprid, chlorantraniliprole, chlorpyrifos, carbaryl, diazinon, malathion, and permethrin, many of which have been found in our study (Giroux, 2019). For instance, glyphosate is often used in combination with other herbicides, such as S-metolachlor, to be more effective and to reduce the development of glyphosate-resistant plants (Giroux, 2015). Other herbicide combinations are also used like S-metolachlor and atrazine, the two most detected pesticides of

our study. Atrazine is an herbicide that inhibits photosynthesis and has a high leaching potential, it can degrade into several metabolites not considered in this study, which have variable toxicity and persistence (SAgE, 2020). Atrazine can have an impact on the environment such as aquatic ecosystems mainly by altering the algae community, thereby affecting faunal populations and productivity (Graymore *et al.*, 2001). Several toxicological effects of atrazine on animals have been documented. In fish, atrazine can damage the sensory organs and nervous system as well as gills and liver tissues (Graymore *et al.*, 2001). In mammals like rodents, atrazine can cause chromosomal abnormalities (Graymore *et al.*, 2001) and disrupt the endocrine system and ultimately, reproduction (Colborn *et al.*, 1993). Atrazine is considered to be slightly toxic to birds when exposed orally (SAgE, 2020), yet it has been shown that birds fed with varying concentrations of atrazine in laboratory tests lost body mass (Eason & Scanlon, 2002) or reduced their food intake and showed lower growth rates (Wilhelms *et al.*, 2005).

With respect to insecticides, organophosphates and carbamates can be highly detrimental to birds by causing various neurological and endocrinological disruptions, and even leading to death when exposed to high concentrations (Mitra *et al.*, 2011). Yet, pesticides pertaining to these two classes (e.g., chlorpyrifos) were not frequently found in the prey of Tree swallows. However, we detected several neonicotinoid insecticides at a relatively high frequency. Although supposed to be less harmful to vertebrates compared to organophosphates and carbamates, an increasing number of studies show that these pesticides can be detrimental to birds (Gibbons *et al.*, 2015). For instance, imidacloprid was the 15th most detected pesticide in our study. At high but field-realistic concentrations this neonicotinoid can be fatal to birds. Indeed, all Red partridges (*Alectoris rufa*) of an experimental group died after consuming seeds treated with the recommended amount for coating cereal seeds (Lopez-Antia *et al.*, 2015). At 20% of the recommended application rate no mortality occurred but partridges developed physiological problems, showed delayed egg laying and laid fewer eggs (Lopez-Antia *et al.*, 2015). Furthermore, wild migratory birds experimentally fed with imidacloprid coated seeds showed reduced body mass and fat stores, and had problems orienting themselves correctly in space (Eng *et al.*, 2017). A recent study by Addy-Orduna *et al.* (2019) on Eared doves (*Zenaida auriculata*) showed that imidacloprid is 70 times more toxic to

birds than clothianidin and thiamethoxam. Although imidacloprid killed birds faster, clothianidin and thiamethoxam had sublethal effects leading to reduced body weight.

In our system, it has been shown that agricultural intensification has a negative impact on Diptera abundance (Rioux Paquette *et al.*, 2013; Bellavance *et al.*, 2018). The level of insect prey contamination by pesticides was higher in landscapes intensively cultivated for corn, soybean and other cereals, and lower in those dominated by fodders and pastures. Hence, the fact that our contamination index did not influence the biomass of Diptera during the sampling period (JD 150 to 200), once controlling for variables that may affect insect trappability (e.g., weather variables), suggests that our index was not a good proxy for insect contamination by pesticides. It is indeed difficult to determine the impact of pesticides because the frequency of application, the dosage and even the nature of the product can change between years and during the growing season, depending on weather and infestation variations. Even though we did not find an effect of environmental contamination by pesticides, based on the pesticides detected in the prey of Tree swallows and on the availability of Diptera for these birds, it was nevertheless a first step to assess the impact that pesticides may have on trophic effects associated with the intensification of agricultural practices. This lack of relationship may evidently stem from the rough nature of our proxy of environmental contamination. Pesticides can indeed have multiple direct and indirect effects that are not equal depending on their toxicity, environmental persistence, and the nature of their active compounds. Our proxy did not consider the toxicity of active compounds because not all pesticides have the same toxicity. According to our proxy, a higher contamination was indicated by a high pesticide detection, but numerous detections of less harmful pesticides may have fewer toxic effects than a single detection of a very harmful pesticide. For instance, insecticides represent the first source of acute toxicity to insects (DiBartolomeis *et al.*, 2019). Herbicides kill insects mostly indirectly through the loss and degradation of habitat (Prosser *et al.*, 2016). Besides, the persistence of pesticides in the environment should be taken into consideration because the slower a pesticide degrades or the longer it remains in the ecosystem, the higher the chance for organisms to encounter pesticides and potentially accumulate them (van der Werf, 1996).

It is also possible that no effect was detectable because of a toxicity limit of pesticides in swallow-caught insects. We can assume that insects reaching a certain level of toxicity die and are thus not available to aerial insectivores. The boluses we collected imply that swallows captured live insects in flight to feed their nestling. Hence, it is possible that insects in a highly contaminated area become limited, forcing swallows to capture their insects elsewhere or that the insects they capture come from elsewhere. Birds in an insecticide-treated forest patch adjust their diet by consuming other types of insects or by consuming fewer insects (Sample *et al.*, 1993). Also, the change in prey type of the Chimney swift (*Chaetura pelagica*) was probably altered by the use of DDT, which caused a significant switch from beetles to hemipteras in their diet (Nocera *et al.*, 2012). Diet plasticity likely allows aerial insectivores to alter their diet (Bellavance *et al.*, 2018), implying that many prey species must be affected by pesticides in order to lead to the collapse of their food source. The lack of relationship between the prey availability to swallows and the level of environmental contamination by pesticides may also be linked to a developed resistance to these chemicals. Diptera represent the largest proportion of the diet of Tree swallows in our system and it has been shown that flies can quickly develop a resistance to certain types of pesticides (Kaufman *et al.*, 2010). Insecticide resistance is an example of natural selection where susceptibility to a toxin is inherited when a population is exposed over subsequent generations, primarily through a change in gene regulation (Heckel, 2012). Multiple cases of resistance on several insect orders have also been recorded since 1914 up to the present day as shown in the database on arthropod resistance to pesticides (Mota-Sanchez & Wise, 2019).

Our study is one of the first to analyze the pesticide contamination of insects in the diet of a bird species. Although the extraction and analytical chemical procedures we used are among the most efficient and accurate ones to date (Haroune *et al.*, 2015), there are still some limitations. First, instruments have their limitations, whereby each tested molecule has its own limit of detection (LOD) and quantification (LOQ). Hence, if the concentration of a pesticide does not reach these limits, it is impossible to know if the molecule is really absent or to assess its concentration if detected, respectively. Statistical analyses should consider the non-detection of a molecule.

Unfortunately, they are not adapted to all situations that researchers may encounter in the field with a high percentage of non-detections (Helsel, 2012).

Only 54 active molecules were analyzed; a short list compared to all the synthetic chemical substances used in agriculture. When a pesticide is used in a field, there is not only the active molecule, there is often a combination of compounds such as different additives or inert elements, often kept as an industrial secret, that facilitate application and penetration into organisms or stabilize the active molecule over time (Cox & Sorgan, 2006). These additives, when known, can even exacerbate the toxicity of an active molecule already registered (Sorgan *et al.*, 2010). Unknown pesticide mixtures applied in fields impair the identification of the real toxic effects that may emanate from the products involved, which is problematic for researchers. Furthermore, once pesticides are released into the environment, they are exposed to several non-biological or biological factors such as hydrolysis, oxidation, photolysis (Kiss & Virág, 2009), as well as to microorganism/plant/animal metabolic responses that degrade these molecules into one or more degradation products (Fenner *et al.*, 2013). In general, we have no information about the degradation products that can result from mixtures of pesticides, their effect on organisms, and their environmental impact. While some reactions can inactivate the effects of the active molecule by creating less toxic or less persistent degradation products, some derivatives can be as toxic and even more harmful, persistent or mobile than the original active molecule, resulting in a greater risk of toxicity than expected (Stratton & Corke, 1982; Meakins *et al.*, 1995; Osano *et al.*, 2002a; Osano *et al.*, 2002b; Giacomazzi & Cochet, 2004). Degradation products should definitely be considered as sources of toxicity just like the active molecules.

Another source of complication is that farmers usually do not only use one pesticide but a combination of pesticides. This increases multiple and simultaneous exposures of organisms to different pesticides, leading to cocktail effects that can greatly modify toxic impacts. Cocktail effects are mostly synergistic (Rizzati *et al.*, 2016). For instance, the combination of atrazine with

chlorpyrifos, two pesticides found in boluses, has been shown to increase the toxicity of the latter (Belden & Lydy, 2000). These synergistic effects may harm or cause molecular changes that can affect organisms such as changes in the swimming behavior of fish larval stage *Danio rerio* (Pérez *et al.*, 2013). The effects of pesticides can be highly variable due to different possible interactions depending on the active molecules implied, their chemical family, their concentrations, and the organism (Damalas & Eleftherohorinos, 2011; Rizzati *et al.*, 2016).

In conclusion, our study shows that aerial insectivores can be contaminated by a wide array of pesticides through prey consumption and that greater contamination occurs in landscapes dominated by crops that are treated with more pesticides. However, we were not able to detect an influence of the level of environmental contamination by pesticides on prey availability to Tree swallows as estimated through Diptera biomass. What we have done is still a first step in demystifying the effects of pesticides along an agricultural intensification gradient, but further research must be done. Pesticides can pose many threats to both invertebrates (e.g., Morrissey *et al.*, 2015; Pisa *et al.*, 2015) and vertebrates (e.g., Gibbons *et al.*, 2015), and have been hypothesized as being a major factor in the decline of aerial insectivores (Nebel *et al.*, 2010). It would also be very relevant to explore the toxicological effects of pesticide contaminated boluses on Tree swallows, which are chronically exposed to low concentrations of several pesticides. While it is difficult to prevent the use of pesticides given the way that agriculture is currently performed, better management considering the environmental costs of pesticide use is needed. However, it is essential to increase knowledge about their harmful effects given their massive use in order to find solutions to reduce their use and protect biodiversity.

2.7 Acknowledgements

We thank all the graduate students and field assistants who helped collecting data and processing insect samples. We also thank the students of the laboratory of Jean-Philippe Bellenger (U Sherbrooke) for dosing pesticides within boluses. We are grateful to all the farm owners who gave us access to their land each summer since 2004. This work was supported by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) and by the Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies (FRQNT).

2.8 References

Addy-Orduna, L.M., Brodeur, J.C., & Mateo, R. (2019). Oral acute toxicity of imidacloprid, thiamethoxam and clothianidin in eared doves: A contribution for the risk assessment of neonicotinoids in birds. *Science of the Total Environment*, 650, 1216-1223.

ARLA. (2012). Sécurité des produits de consommation, Pesticides et lutte antiparasitaire, Titulaires et demandeurs, Outils : Recherche dans les étiquettes de pesticides. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada. Consulté le 20 décembre 2018, sur <https://pr-rp.hc-sc.gc.ca/lr-re/index-fra.php>

ARLA. (2019). Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire Rapport annuel 2017–2018; Homologation de nouveaux pesticides, Santé Canada, Gouvernement du Canada. Consulté le 24 septembre 2019, sur: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/rapports-publications/pesticides-lutte-antiparasitaire/plans-rapports/rapport-annuel-2017-2018.html#a5>

Attwood, S.J., Maron, M., House, A.P.N., & Zammit, C. (2008). Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management?. *Global Ecology and Biogeography*, 17(5), 585-599.

Belden, J.B., & Lydy, M.J. (2000). Impact of atrazine on organophosphate insecticide toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(9), 2266-2274.

Bellavance, V., Bélisle, M., Savage, J., Pelletier, F., & Garant, D. (2018). Influence of agricultural intensification on prey availability and nestling diet in Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*). *Canadian Journal of Zoology*, 96(9), 1053-1065.

Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., & Crick, H.Q. (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 673-687.

Benton, T.G., Vickery, J.A., & Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188.

Bishop, C.A., Ng, P., Mineau, P., Quinn, J.S., & Struger, J. (2000). Effects of pesticide spraying on chick growth, behavior, and parental care in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting in an apple orchard in Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(9), 2286-2297.

BLI. (2004) State of the world's birds 2004: indicators for our changing world. BirdLifeInternational. Cambridge, UK.

Bonmatin, J.M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreutzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E.A.D., Noome, D.A., Simon-Delso, N. & Tapparo, A. (2015). Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 35-67.

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler M., & Bolker, B.M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400.

Burgess, N.M., Hunt, K.A., Bishop, C., & Weseloh, D.V. (1999). Cholinesterase inhibition in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) and eastern bluebirds (*Sialia sialis*) exposed to organophosphorus insecticides in apple orchards in Ontario, Canada. *Environmental toxicology and chemistry*, 18(4), 708-716.

Burnham, K.P., & Anderson, D.R. (2002). Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. Springer. NY.

Carson, R. (1962). Silent Spring. Houghton Mifflin, NY.

Cavallaro, M. C., Main, A. R., Liber, K., Phillips, I. D., Headley, J. V., Peru, K. M., & Morrissey, C. A. (2019). Neonicotinoids and other agricultural stressors collectively modify aquatic insect communities. *Chemosphere*, 226, 945-955.

Colborn, T., Vom Saal, F.S., & Soto, A.M. (1993). Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environmental health perspectives*, 101(5), 378-384.

Conrad, K.F., Warren, M.S., Fox, R., Parsons, M.S., & Woiwod, I.P. (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132(3), 279-291.

Cox, C., & Sorgan, M. (2006). Unidentified inert ingredients in pesticides: implications for human and environmental health. *Environmental health perspectives*, 114(12), 1803-1806.

Damalas, C.A., & Eleftherohorinos, I.G. (2011). Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *International journal of environmental research and public health*, 8(5), 1402-1419.

DiBartolomeis, M., Kegley, S., Mineau, P., Radford, R., & Klein, K. (2019). An assessment of acute insecticide toxicity loading (AITL) of chemical pesticides used on agricultural land in the United States. *PloS one*, 14(8).

Eason, T.H., & Scanlon, P.F. (2002). Effects of atrazine and glyphosate ingestion on body weight and nutritional well-being of Coturnix quail. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48(1), 281-285.

Eng, M.L., Stutchbury, B.J., & Morrissey, C.A. (2017). Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. *Scientific reports*, 7(1), 1-9.

Evans, K.L., Wilson, J.D., & Bradbury, R.B. (2007). Effects of crop type and aerial invertebrate abundance on foraging barn swallows *Hirundo rustica*. *Agriculture, ecosystems & environment*, 122(2), 267-273.

Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L.P., & Elsner, M. (2013). Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. *Science*, 341(6147), 752-758.

Filzmoser, P., Hron, K., and Reimann, C. (2009). Principal component analysis for compositional data with outliers. *Environmetrics*, 20(6), 621-632.

Ghilain A., & Bélisle, M. (2008). Breeding success of tree swallows along a gradient of agricultural intensification. *Ecological Applications*, 18(5), 1140–1154.

Giacomazzi, S., & Cochet, N. (2004). Environmental impact of diuron transformation: a review. *Chemosphere*, 56(11), 1021-1032.

Gibbons, D., Morrissey, C., & Mineau, P. (2015). A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 103-118.

Giroux, I. (2015). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2011 à 2014, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 47 p. + 5 ann.

Giroux, I. (2019). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte

contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 64p. + 6 ann.

Goldstein, M.I., Lacher, T.E., Woodbridge, B., Bechard, M.J., Canavelli, S.B., Zaccagnini, M. E., Cobb, G.P., Scollon, E.J., Tribolet, R., & Hopper, M.J. (1999). Monocrotophos- induced mass mortality of Swainson's Hawks in Argentina, 1995–96. *Ecotoxicology*, 8(3), 201-214.

Goulson, D. (2014). Pesticides linked to bird declines. *Nature*, 511(7509), 295-296.

Graymore, M., Stagnitti, F., & Allinson, G. (2001). Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environment international*, 26(7-8), 483-495.

Grue, C.E., George v. N. Powell, & McChesney, M.J. (1982). Care of nestlings by wild female starlings exposed to an organophosphate pesticide. *Journal of Applied Ecology*, 19(2), 327-335.

Grüebler, M.U., Morand, M., & Naef-Daenzer, B. (2008). A predictive model of the density of airborne insects in agricultural environments. *Agriculture, ecosystems & environment*, 123(1-3), 75-80.

Hallmann, C.A., Foppen, R.P., van Turnhout, C.A., de Kroon, H., & Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511(7509), 341-343.

Haroune, L., Cassoulet, R., Lafontaine, M.P., Bélisle, M., Garant, D., Pelletier, F., Cabana, H., & Bellenger, J.P. (2015). Liquid chromatography-tandem mass spectrometry determination for multiclass pesticides from insect samples by microwave-assisted solvent extraction followed by a salt-out effect and micro-dispersion purification. *Analytica chimica acta*, 891, 160-170.

Hart, J.D., Milsom, T.P., Fisher, G., Wilkins, V., Moreby, S.J., Murray, A. W.A., & Robertson, P.A. (2006). The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 81-91.

Heckel, D.G. (2012). Insecticide Resistance After Silent Spring. *Science*, 337, 1612.

Helsel, D.R. (2012). Statistics for censored environmental data using Minitab and R. Wiley. NJ.

Hladik, M.L., Kolpin, D.W., & Kuivila, K.M. (2014). Widespread occurrence of neonicotinoid insecticides in streams in a high corn and soybean producing region, USA. *Environmental pollution*, 193, 189-196.

Hunter Jr, M.L., Witham, J.W., & Dow, H. (1984). Effects of a carbaryl-induced depression in invertebrate abundance on the growth and behavior of American black duck and mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology*, 62(3), 452-456.

ICOAN : Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (Canada). (2019). L'état des populations d'oiseaux du Canada, 2019. Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, 12 p. http://nabci.net/wp-content/uploads/39-004-Canada-State-of-Birds_FR_WEB-1.pdf

Jackson, D.A. (1997). Compositional data in community ecology: The paradigm or peril of proportions? *Ecology*, 78(3), 929-940.

Kaufman, P.E., Nunez, S.C., Mann, R.S., Geden, C.J., & Scharf, M.E. (2010). Nicotinoid and pyrethroid insecticide resistance in houseflies (Diptera: Muscidae) collected from Florida dairies. *Pest Management Science*, 66(3), 290-294.

Kiss, A., & Virág, D. (2009). Interpretation and modelling of environmental behaviour of diverse pesticides by revealing photodecomposition mechanisms. *Microchemical Journal*, 92(2), 119-122.

Laughlin, A.J., Taylor, C.M., Bradley, D.W., Leclair, D., Clark, R.C., Dawson, R.D., Dunn, P.O., Horn, A., Leonard, M., Sheldon, D.R., Shutler, D., Whittingham, L.A., Winkler, D.W., & Norris, D.R. (2013). Integrating information from geolocators, weather radar, and citizen science to uncover a key stopover area of an aerial insectivore. *The Auk*, 130(2), 230-239.

Legendre, P. & Legendre, L. (1998). Numerical ecology. Elsevier. NY.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., & Mateo, R. (2015). Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environmental research*, 136, 97-107.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A., Swift, M. (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504-509

Maul, J.D., Belden, J.B., Schwab, B.A., Whiles, M.R., Spears, B., Farris, J.L., & Lydy, M.J. (2006). Bioaccumulation and trophic transfer of polychlorinated biphenyls by aquatic and terrestrial insects to tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(4), 1017-1025.

Mayne, G.J., Martin, P.A., Bishop, C.A., & Boermans, H.J. (2004). Stress and immune responses of nestling tree swallows (*Tachycineta bicolor*) and eastern bluebirds (*Sialia sialis*) exposed to nonpersistent pesticides and p,p'-dichlorodiphenyldichloroethylene in apple orchards of southern Ontario, Canada. *Environmental toxicology and chemistry*, 23(12), 2930-2940.

McCarty, J.P., & Winkler, D.W. (1999). Foraging ecology and diet selectivity of tree swallows feeding nestlings. *Condor*, 101(2), 246-254.

McCracken, J.D. (2013). *The mysterious decline of aerial insectivores*. Pages 6-9 in M.G. Bull, editor. Connecticut state of the birds. The seventh habitat and the decline of our aerial insectivores. Connecticut Audubon Society, Fairfield, CT, USA.

MDDELCC. (2015). Stratégie québécoise sur les pesticides 2015-2018. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 24 pages. Consulté le 14 janvier 2020, sur http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/developpement/strategie_gouvernementale/exemples_actions.pdf

MDDELCC. (2018). Bilan des ventes de pesticides au Québec 2016, milieu agricole. Gouvernement du Québec. Ministère du développement durable, environnement et lutte contre les changements climatiques. Consulté le 20 février 2019, sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/bilan/index.htm>

MDDELCC. (2019a). Bilan des ventes de pesticides au Québec 2017, milieu agricole. Gouvernement du Québec. Ministère du développement durable, environnement et lutte contre les changements climatiques. Consulté le 9 octobre 2019, sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/bilan/index.htm>

MDDELCC. (2019b). Méthodes d'élaboration des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique relatifs aux substances toxiques, Québec. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 24 p. + 1 ann. Consulté le 14 janvier 2020, sur http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/methodes-criteres-protection-vie-aquatique.pdf

Meakins, N.C., Bubb, J.M., & Lester, J.N. (1995). The mobility, partitioning and degradation of atrazine and simazine in the salt marsh environment. *Marine Pollution Bulletin*, 30(12), 812-819.

Mengelkoch, J.M., Niemi, G.J., & Regal, R.R. (2004). Diet of the nestling tree swallow. *The Condor*, 106(2), 423-429.

Mineau, P., Baril, A., Collins, B.T., Duffe, J., Joerman, G., & Luttik, R. (2001). Pesticide acute toxicity reference values for birds. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 170, 13-74.

Mineau, P. (2005). A review and analysis of study endpoints relevant to the assessment of “long term” pesticide toxicity in avian and mammalian wildlife. *Ecotoxicology*, 14(8), 775-799.

Mineau, P. (2009). Birds and pesticides: is the threat of a silent spring really behind us?. *Pesticides News*, (86), 12-18.

Mitra, A., Chatterjee, C., & Mandal, F.B. (2011). Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. *Research Journal of Environmental Toxicology*, 5(2), 81-96.

Montiel-León, J.M., Munoz, G., Duy, S.V., Do, D.T., Vaudreuil, M.A., Goeury, K., Guillemette, F., Amyot, M., & Sauvé, S. (2019). Widespread occurrence and spatial distribution of glyphosate, atrazine, and neonicotinoids pesticides in the St. Lawrence and tributary rivers. *Environmental Pollution*, 250, 29-39.

Morrissey, C.A., Mineau, P., Devries, J.H., Sanchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M.C., & Liber, K. (2015). Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International*, 74, 291-303.

Mota-Sanchez, D. & Wise, J.C. (2019). The Arthropod Pesticide Resistance Database. Michigan State University. Consulté le 4 décembre 2019, sur <http://www.pesticideresistance.org>

Naylor, R.L. (1996). Energy and resource constraints on intensive agricultural production. *Annual review of energy and the environment*, 21(1), 99-123.

Nebel, S., Mills, A., McCracken, J. D., & Taylor, P. D. (2010). Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient. *Avian Conservation and Ecology*, 5(2), 1.

Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, NY.

Nocera, J.J., Blais, J.M., Beresford, D.V., Finity, L.K., Grooms, C., Kimpe, L.E., Kyser, K., Michelutti, N., Reudink, M.W. & Smol, J.P. (2012). Historical pesticide applications coincided with an altered diet of aerially foraging insectivorous chimney swifts. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279(1740), 3114-3120.

Osano, O., Admiraal, W., Klammer, H.J.C., Pastor, D., & Bleeker, E.A.J. (2002a). Comparative toxic and genotoxic effects of chloroacetanilides, formamidines and their degradation products on *Vibrio fischeri* and *Chironomus riparius*. *Environmental Pollution*, 119(2), 195-202.

Osano, O., Admiraal, W., & Otieno, D. (2002b). Developmental disorders in embryos of the frog *Xenopus laevis* induced by chloroacetanilide herbicides and their degradation products. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(2), 375-379.

Pain, D.J., Gargi, R., Cunningham, A.A., Jones, A., & Prakash, V. (2004). Mortality of globally threatened Sarus Cranes *Grus antigone* from monocrotophos poisoning in India. *Science of the Total Environment*, 326(1), 55-61.

Pérez, J., Domingues, I., Monteiro, M., Soares, A.M., & Loureiro, S. (2013). Synergistic effects caused by atrazine and terbuthylazine on chlorpyrifos toxicity to early-life stages of the zebrafish *Danio rerio*. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 4671-4680.

Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Downs, C.A., Goulson, D., Kreutzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., McField, M., Morrissey, C.A., Noome, D.A., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J.D., Van der Sluijs, J.P., Van Dyck, H., & Wiemers, M. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 68-102.

Poulin, B., Lefebvre, G., & Paz, L. (2010). Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bti on breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 884-889.

Prosser, R.S., Anderson, J.C., Hanson, M.L., Solomon, K.R., & Sibley, P.K. (2016). Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: a critical review of the literature. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 59-72.

Put, J.E., Fahrig, L., & Mitchell, G.W. (2019). Bats respond negatively to increases in the amount and homogenization of agricultural land cover. *Landscape Ecology*, 34(8), 1889-1903.

R Core Team. 2018. R: a language and environment for statistical computing. Version 3.4.4. for Windows (32/64 bit). Available from <https://www.R-project.org>.

Rioux Paquette, S., Garant, D., Pelletier, F., & Bélisle, M. (2013). Seasonal patterns in tree swallow prey (Diptera) abundance are affected by agricultural intensification. *Ecological Applications*, 23(1), 122-133.

Rizzati, V., Briand, O., Guillou, H., & Gamet-Payraastre, L. (2016). Effects of pesticide mixtures in human and animal models: an update of the recent literature. *Chemico-biological interactions*, 254, 231-246.

Robinson, R.A., & Sutherland, W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of applied Ecology*, 39(1), 157-176.

Rosenberg, K.V., Dokter, A.M., Blancher, P.J., Sauer, J.R., Smith, A.C., Smith, P.A., Stanton, J.C., Panjabi, A., Helft, L., Parr, M., & Marra, P.P. (2019). Decline of the North American avifauna. *Science*, 366(6461), 120-124.

SAGÉ, (2019). Effets toxiques des matières actives. Toxicologie de la matière active. sagepesticides. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. Consulté le 9 octobre 2019, sur <https://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercheMatiere>

SAGÉ, (2020). Effets toxiques des matières actives. Toxicologie de la matière active. Toxicologie de la matière active : atrazine. sagepesticides. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. Consulté le 14 janvier 2020, sur <https://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercheMatiere/DisplayMatiere?MatiereActiveId=35&searchText=atrazine&isProduct=False&isProductPage=true>

Sample, B.E., Cooper, R.J., & Whitmore, R.C. (1993). Dietary shifts among songbirds from a diflubenzuron-treated forest. *The Condor*, 95(3), 616-624.

Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K.A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.

Savary, S., Willocquet, L., Pethybridge, S.J., Esker, P., McRoberts, N., & Nelson, A. (2019). The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nature ecology & evolution*, 3(3), 430-439.

Southwood, T.R.E., & Cross, D.J. (1969). The ecology of the partridge. *The Journal of Animal Ecology*, 38(3), 497-509.

Stanton, R.L., Morrissey, C.A., & Clark, R.G. (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: a review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 254, 244-254.

Stratton, G.W., & Corke, C.T. (1982). Toxicity of the insecticide permethrin and some degradation products towards algae and cyanobacteria. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 29(1), 71-80.

Surgan, M., Condon, M., & Cox, C. (2010). Pesticide risk indicators: unidentified inert ingredients compromise their integrity and utility. *Environmental management*, 45(4), 834-841.

Taylor, L.R. (1963). Analysis of the Effect of Temperature on Insects in Flight. *Journal of Animal Ecology*. 32(1), 99-117.

Templ, M., Hron, K., Filzmoser, P. (2011). robCompositions: an R-package for robust statistical analysis of compositional data. In V. Pawlowsky-Glahn and A. Buccianti, editors, *Compositional Data Analysis. Theory and Applications*, John Wiley & Sons, Chichester, UK.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671-677.

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan - Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857-874.

Vaida, F., & Blanchard, S. (2005). Conditional Akaike information for mixed-effects models. *Biometrika*, 92(2), 351-370.

van der Werf, H.M. (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 60(2-3), 81-96.

Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J., & Brown, V.K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647-664.

Wilhelms, K.W., Cutler, S.A., Proudman, J.A., Anderson, L.L., & Scanes, C.G. (2005). Atrazine and the hypothalamo-pituitary-gonadal axis in sexually maturing precocial birds: studies in male Japanese quail. *Toxicological sciences*, 86(1), 152-160.

Winkler, D.W., Hallinger, K.K., Ardia, D R., Robertson, R.J., Stutchbury, B.J., & Cohen R.R. (2011). Tree Swallow (*Tachycineta bicolor*). *The Birds of North America Online* (A.Poole, Ed.).

Zhang, W., Jiang, F., & Ou, J. (2011). Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 1(2), 125.

2.9 Appendix

Table S2. Characteristics and detection rates of the 54 active compounds that we quantified in the food boluses fed to Tree swallows' nestlings on 39 farms of southern Québec between 2013 and 2016. Limits of detection (LOD) and of quantification (LOQ), the half-life (low(0-30 days): 1; moderate(31-299 days): 2; long(+300 days): 3), whether the pesticide was homologated in Canada during the study or not are indicated. The number (#) of samples analyzed for a given pesticide, the proportion (ppt) of samples in which it was detected (per thousand) or quantified (per thousand) are also mentioned. Finally, the mean, standard deviation (sd), min and max concentrations (ng/g) for samples in which a given pesticide was quantified are provided.

Molecule	Type	Family	L O D	L O Q	H a l f l i f e	Homolo gation	Total detection	# sam ples	ppt. detection	ppt. quantified	mean. quantified	sd. quantified	min. quantified	max. quantified
Acetamiprid	insecticide	neonicotin oïdes	0.2 8	0.6 8	1	yes	0	154 3	0	0	NA	NA	NA	NA
Aldicarb	insecticide	carbammates	0.3	1.0 4	2	no	7	154 3	4.54	0	NA	NA	NA	NA
Aldicarb.sulfone	breakdown. product	carbammates	0.5 8	1.4 8	2	no	0	154 3	0	0	NA	NA	NA	NA
Aldicarb.sulfoxide	breakdown. product	carbammates	0.1 5	0.6 6	2	no	3	154 3	1.94	1.3	46.87	61.42	3.44	90.3

Table S2.
Continued

Molecule	Type	Family	L O D	L O Q	H a l f l i f e	Homolo gation	Total detec tion	# sam ples	ppt. de tected	ppt. quant ified	mean. quant ified	sd. quant ified	min. quant ified	max. quant ified
Atrazine	herbicide	triazines	0.28	0.68	3	yes	372	1543	240.44	164.61	13.35	30.29	0.22	323.8
Azinphos.methyl	insecticide	organophosphates	0.49	1.41	1	no	4	1543	2.59	0	NA	NA	NA	NA
Bendiocarb	insecticide	carbamates	0.36	0.74	1	no	0	1543	0	0	NA	NA	NA	NA
Bentazon	herbicide	benzothiadiazoles	0.46	1.48	2	yes	22	1543	14.26	7.78	46.17	113.04	1.77	404.4
Boscalid	fongicide	carboxamides	0.34	1.07	3	yes	4	1543	2.59	1.3	4.27	0.25	4.09	4.44
Carbaryl	insecticide	carbamates	0.17	0.51	1	yes	24	1543	15.55	9.72	6.99	9.44	0.53	30.42
Carbendazim	fongicide	benzimidazoles	0.19	0.48	3	yes	7	1543	4.54	3.24	3.65	2.66	0.58	6.67
Carbofuran	insecticide	carbamates	0.19	0.47	2	no	4	1543	2.59	0.65	1.33	NA	1.33	1.33
Chlorfenvinphos	insecticide	organophosphates	0.46	1.21	2	no	2	1543	1.3	0	NA	NA	NA	NA

Table S2.
Continued

Molecule	Type	Family	L O D	L O Q	H a l f l i f e	Homolo gation	Total detection	# sam ples	ppt. detected	ppt. quant ified	mean. quant ified	sd. quant ified	min. quant ified	max. quant ified
Chlorotoluron	herbicide	urees	0.27	0.65	2	no	1	1543	0.65	0.65	0.99	NA	0.99	0.99
Chlorpyrifos	insecticide	organophosphates	0.1	0.36	3	yes	17	1543	11.02	5.18	1.48	0.79	0.5	3.13
Clothianidin	insecticide	neonicotinoides	0.35	1.14	3	yes	109	1543	70.64	33.7	8.35	30.81	1.15	224.4
Coumaphos	insecticide	organophosphates	0.41	0.92	3	no	1	1543	0.65	0.65	7.81	NA	7.81	7.81
Cyanazine	herbicide	triazines	0.28	0.75	2	no	0	1543	0	0	NA	NA	NA	NA
Diazinon	insecticide	organophosphates	0.2	0.45	2	yes	4	1543	2.59	1.3	4.26	2.81	2.27	6.25
Dimethoate	insecticide	organophosphates	0.17	0.44	1	yes	2	1543	1.3	0	NA	NA	NA	NA
Dinotefuran	insecticide	neonicotinoides	0.39	0.83	2	no	0	1543	0	0	NA	NA	NA	NA
Diuron	herbicide	urees	0.35	0.71	3	yes	1	1543	0.65	0.65	4.46	NA	4.46	4.46

Table S2.
Continued

Molecule	Type	Family	LOD	LOQ	Half life	Homologation	Total detection	# samples	ppt. detected	ppt. quantified	mean. quantified	sd. quantified	min. quantified	max. quantified
Fludioxonil	fongicide	phenylpyrroles	2.16	6.32	3	yes	1	1543	0.65	0.65	66.6	NA	66.6	66.6
Molecule	Type	Family	LOD	LOQ	Half life	Homologation	Total detection	# samples	ppt. detected	ppt. quantified	mean. quantified	sd. quantified	min. quantified	max. quantified
Hexazinone	herbicide	triazinones	0.08	0.49	3	yes	3	1543	1.94	1.3	1.64	0.07	1.59	1.69
Imazethapyr	herbicide	imidazolinones	0.16	0.45	3	yes	141	1543	91.38	72.59	36.51	146.8	0.45	1227.8
Imidacloprid	insecticide	neonicotinoides	0.42	1.06	3	yes	11	1543	7.13	2.59	1.82	0.86	1.19	3.02
Iprodione	fongicide	dicarboximides	1.51	4.9	2	yes	1	1543	0.65	0.65	25	NA	25	25
Isoproturon	herbicide	urees	0.28	0.67	1	no	5	1543	3.24	2.59	46.75	89.08	1.5	180.36
Krezoxim. methyl	fongicide	strobilurines	0.67	1.77	1	yes	1	1543	0.65	0.65	3.33	NA	3.33	3.33

Table S2.
Continued

Molecule	Type	Family	L O D	L O Q	H a l f l i f e	Homolo gation	Total detec tion	# sam ples	ppt. dete cted	ppt. quant ified	mean. quant ified	sd. quant ified	min. quant ified	max. quant ified
Linuron	herbicide	urees	1.1 2	3.7 6	3	yes	1	154 3	0.65	0	NA	NA	NA	NA
Malathion	insecticide	organopho sphates	0.9 6	1.9 4	1	yes	0	154 3	0	0	NA	NA	NA	NA
Methabenzthiazuron	herbicide	urees	0.2 7	0.5 9	3	no	1	154 3	0.65	0	NA	NA	NA	NA
Metobromuron	herbicide	urees	0.6	1.7 1	1	no	13	154 3	8.43	4.54	4.39	2.71	1.73	9.13
Metolachlor	herbicide	chloroacetanilides	0.2 1	0.4 6	2	yes	234	146 6	159. 62	117.3 3	5.65	16.11	0.46	136.5 6
Metoxuron	herbicide	urees	0.2 3	0.5 1	1	no	0	154 3	0	0	NA	NA	NA	NA
Monolinuron	herbicide	urees	0.1 9	0.7 1	2	no	2	154 3	1.3	1.3	1.45	0.77	0.91	2
Nitenpyram	insecticide	neonicotinoids	0.2 2	0.5 5	1	no	0	154 3	0	0	NA	NA	NA	NA

Table S2.
Continued

Molecule	Type	Family	L O D	L O Q	H a l f l i f e	Homolo gation	Total detc tion	# sam ples	ppt. detc ted	ppt. quant ified	mean. quant ified	sd. quant ified	min. quant ified	max. quant ified
Omethoate	insecticide	organophosphates	0.53	1.6	1	no	2	1543	1.3	0	NA	NA	NA	NA
One.naphthol	metabolite	carbarnates	0.2	0.48	NA	no	6	1518	3.95	3.95	17.6	11.22	5.39	32.08
Parathion	insecticide	organophosphates	0.88	2.88	2	no	27	1543	16.85	11.67	36.1	38.15	3.61	149.09
Pendimethalin	herbicide	dinitroanilines	0.19	0.56	3	yes	12	1543	7.78	5.18	17.53	23.15	0.67	53.5
Permethrin	insecticide	pyrethroids	0.23	0.56	1	yes	0	1543	0	0	NA	NA	NA	NA
Phosmet	insecticide	organophosphates	0.28	0.7	1	yes	8	1543	5.18	1.94	4.25	4.49	1.33	9.42
Piperonyl.butoxide	insecticide	NA	0.16	0.42	1	yes	20	1543	12.96	11.67	3.58	2.39	0.56	8.54
Pyraclostrobin	fongicide	strobilurines	0.25	0.67	3	yes	11	1543	7.13	5.83	2.98	2.29	0.87	6.67

Table S2.
Continued

Molecule	Type	Family	L O D	L O Q	H a l f l i f e	Homolo gation	Total detc tion	# sam ples	ppt. detc ted	ppt. quant ified	mean. quant ified	sd. quant ified	min. quant ified	max. quant ified
Pyrimethani l	fongicide	anilinopyri midines	0.4 9	1.1	2	yes	1	154 3	0.65	0	NA	NA	NA	NA
Sebuthylazi ne	herbicide	triazines	0.2	0.4 4	N A	no	1	154 3	0.65	0.65	3.12	NA	3.12	3.12
Simazine	herbicide	triazines	0.2 6	0.6 6	3	yes	8	154 3	5.18	3.24	2.57	2.15	0.6	5.15
Spinosad	insecticide	spinosynes	0.2 1	0.6 2	2	yes	2	154 3	1.3	0.65	1.05	NA	1.05	1.05
Terbuthylaz ine	herbicide	triazines	0.2 1	0.5 3	2	no	1	154 3	0.65	0.65	3.12	NA	3.12	3.12
Thiabendaz ole	fongicide	benzimidaz oles	0.1 6	0.4 2	3	yes	28	154 3	18.1 5	10.37	2.63	1.98	0.45	7.42
Thiacloprid	insecticide	neonicotin oides	0.1 8	0.3 8	1	yes	49	154 3	31.7 6	28.52	40.4	146.0 8	0.4	838.8 8
Thiamethox am	insecticide	neonicotin oides	0.2 7	0.7 2	3	yes	40	154 3	25.9 2	14.91	6.73	10.91	0.82	49.2
Trifloxystro bin	fongicide	strobilurine s	0.2 6	0.5 9	1	yes	10	154 3	6.48	4.54	5.79	7.47	0.72	22.1

CHAPITRE 3

DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONCLUSION

3.1 Retour sur les résultats

Les pratiques agricoles modernes ont transformé les paysages agricoles en modifiant et dégradant, par le fait même, l'habitat de la faune champêtre. Les pesticides qui sont au cœur des pratiques agricoles apportent leur lot de soucis avec leurs effets toxiques et trophiques sur les organismes non visés. Mon étude s'est d'abord concentrée à documenter le niveau de contamination des proies de l'Hirondelle bicolor par des pesticides agricoles dans le but d'évaluer l'exposition des hirondelles aux pesticides par le biais de la voie orale. Mon étude s'est ensuite penchée sur les effets trophiques potentiels des pesticides agricoles sur l'Hirondelle bicolor. Ces deux objectifs ont été abordés en se basant sur le niveau de contamination en pesticides des proies contenues dans la diète des oisillons durant la période de nourrissage.

La première étape de mon projet consistait donc à déterminer la composition en pesticides contenus dans les boli d'insectes rapportés au nid par les adultes et à établir si le niveau de contamination en pesticides variait selon le gradient d'intensification agricole. J'ai ainsi pu estimer le niveau de contamination avec le nombre total de pesticides détectés au sein de chaque bolus d'insectes récolté pendant 4 ans à travers 40 fermes du Sud du Québec. Finalement, j'ai pu vérifier si la disponibilité en diptères, les proies principales de l'Hirondelle bicolor dans mon système d'étude, était affectée par le niveau de contamination environnementale par les pesticides, et ce, telle qu'estimée par le biais des boli d'insectes.

3.1.1 Composition en pesticides des boli alimentaires des *Hirondelle bicolor*

La composition en pesticides (agents actifs) des boli d'insectes récoltés entre 2013 et 2016 était très variable. En effet, la proportion de boli contenant au moins un pesticide variait entre 25,3 % et 67,8 % selon l'année. Quoique 45 pesticides différents aient été détectés à travers la période d'échantillonnage, le nombre de pesticides au sein d'un bolus était faible; 35,8 % des échantillons analysés contenaient seulement un pesticide. Malgré le fait que certains pesticides n'aient été trouvés que dans un seul bolus, mes résultats montrent que les *Hirondelle bicolor* consomment une vaste gamme de pesticides dans leur alimentation et, par conséquent, sont potentiellement exposées à des effets cocktails (Rizzati *et al.*, 2016). En effet, même si les différents pesticides se retrouvent en faibles concentrations, leurs combinaisons peuvent s'additionner ou même multiplier les effets toxiques occasionnés par chaque pesticide composant le mélange. Par exemple, des effets synergiques entre l'atrazine et le chlorpyrifos font en sorte que la combinaison de l'atrazine augmente la toxicité du chlorpyrifos tout en réduisant par quatre l'activité de l'acétylcholinestérase, comparativement au traitement de chlorpyrifos seul (Belden et Lydy, 2001). Parmi les échantillons analysés, quatre boli contiennent simultanément de l'atrazine et du chlorpyrifos.

Parmi les molécules actives les plus détectées, les trois plus fréquentes étaient des herbicides : l'atrazine, le S-métolachlore et l'imazéthapyr. Celles-ci étaient suivies de trois insecticides de la classe des néonicotinoïdes : la clothianidine, le thiaclopride et le thiaméthoxame. Ces pesticides sont fortement présents dans les eaux de surface des zones de cultures de maïs et de soya du Sud du Québec (Giroux, 2019). Cette forte utilisation des néonicotinoïdes occasionne d'ailleurs un dépassement des critères de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique, et ce, dans 90 % à 100 % des échantillons issus de nombreux cours d'eau du Sud du Québec (Giroux, 2019). Une étude similaire de Montiel-León *et al.* (2019) montre que 31 % de leurs échantillons dépassaient les valeurs des critères pour la protection de la vie aquatique en raison de six principaux néonicotinoïdes. DiBartolomeis *et al.* (2019) ont par ailleurs montré qu'une des

principales raisons de l'augmentation de la charge toxique en insecticides entre 1992 et 2014 dans les zones agricoles des États-Unis est l'introduction et l'utilisation accrue des néonicotinoïdes. L'omniprésence des enrobages de semences, qui visent à protéger ces dernières et à accroître leur potentiel de germination, incite à l'utilisation systématique des pesticides, dont les néonicotinoïdes. Cet usage prophylactique des pesticides n'est cependant pas bénéfique dans de nombreux cas, car il n'apporte aucun gain de rendement en absence d'insectes ravageurs (Labrie *et al.*, 2020). Ceci est d'autant plus troublant que l'utilisation d'insecticides soit généralement aussi nuisible pour les insectes non ciblés et bénéfique que pour les ravageurs de cultures. Le fait que les insectes analysés dans nos échantillons aient été capturés vivants par les hirondelles montre que les insectes contaminés par des pesticides restent disponibles pour leurs prédateurs et peuvent ainsi se répandre au sein du réseau trophique. Il s'ensuit également que la contamination du réseau trophique peut s'opérer sur de grands territoires et peut possiblement contaminer des secteurs ne présentant pas de culture traitée avec des pesticides à proximité.

3.1.2 Variabilités du niveau de contamination selon le gradient agricole

Tel qu'attendu, j'ai trouvé que le niveau de contamination en pesticides variait selon le gradient d'intensification agricole et que la contamination était plus élevée dans les zones cultivées intensivement pour les céréales comparativement aux zones cultivées de manière extensive, souvent associées à la production laitière ou bovine. En effet, la probabilité de détecter au moins un pesticide par bolus augmentait avec la proportion de cultures de maïs, de soya, de blé et d'autres céréales dans le paysage environnant. Aucune influence n'a par contre été détectée pour le couvert relatif en pâturages et en cultures de fourrages (foin, trèfle, luzerne). C'est d'ailleurs à quoi je m'attendais, étant donné que ces cultures ne requièrent quasiment aucun pesticide au Québec.

L'effet de la composition du paysage sur le niveau de contamination en pesticides des proies des hirondelles mène à mon dernier questionnement, lequel vise à savoir si la disponibilité de ces proies peut être affectée négativement par la contamination environnementale causée par le degré d'intensification agricole. Si la contamination en pesticides des proies des hirondelles reflète bien le niveau d'exposition auquel sont soumis les insectes localement, on s'attendait à ce que la disponibilité en proies soit plus faible dans les paysages où les insectes sont fortement contaminés. Effectivement, il est clair que les pesticides de synthèse, et notamment les insecticides, peuvent avoir des effets toxicologiques létaux et non-létaux sur les insectes (Haynes, 1988; Morandin *et al.*, 2005; Fernandes *et al.*, 2016), du fait qu'ils aient été conçus spécifiquement pour éliminer certains insectes ravageurs de cultures. Ceci est sans compter les effets indirects tels que les modifications que les herbicides peuvent occasionner à l'égard des habitats utilisés par les insectes (Dewey, 1986; Pleasants et Oberhauser, 2013; Prosser *et al.*, 2016). Ainsi, les pratiques agricoles qui n'utilisent pas de pesticides synthétiques semblent plus favorables aux insectes (Hole *et al.*, 2005). Ceci a des implications potentiellement importantes pour les réseaux trophiques. En effet, Ghilain et Bélisle (2008) ont montré que le succès reproducteur des Hirondelle bicolore nichant dans le Sud du Québec était affecté négativement par l'intensification agricole, possiblement par le biais d'une diminution de la disponibilité en proies. Par ailleurs, Stanton *et al.* (2016) ont montré que le comportement d'approvisionnement en nourriture des Hirondelle bicolore nichant en Saskatchewan était influencé par le niveau d'intensification agricole, ce qui suggère aussi qu'un impact trophique est associé à ce phénomène.

3.1.3 Effet du niveau de contamination en pesticides sur la disponibilité des proies

Contrairement à mes attentes, je n'ai observé aucune influence du niveau de contamination en pesticides des boli d'insectes sur la disponibilité en diptères sur les fermes, et ce, bien qu'elle soit mesurée par la biomasse de diptères. Ce résultat est surprenant compte tenu de l'effet toxique inhérent aux pesticides. Malgré qu'il soit possible que l'effet des pesticides ait un effet négligeable sur la disponibilité des diptères, il est fort probable que l'indice de contamination

environnementale en pesticides des fermes que j'ai utilisé n'était pas apte à bien estimer l'importance du niveau de toxicité ainsi que les impacts directs et indirect des pesticides sur les diptères. Au sein du réseau de fermes que j'ai utilisé, deux études ont montré que l'intensification agricole, telle que définie sur la base du couvert relatif en cultures intensives, avait un impact négatif sur la disponibilité en diptères (Rioux Paquette *et al.*, 2013, Bellavance *et al.*, 2018). Ceci n'était par contre pas le cas selon mes analyses. Cette absence de relation pourrait toutefois être associée au fait que, dans ces études antérieures, l'influence de la composition du paysage agricole sur la disponibilité en diptères ait été évaluée sur une fenêtre de temps plus large que la simple période de nourrissage des oisillons comme ce fut le cas dans la présente étude. Cela dit, mes résultats montrent, tout comme les études antérieures, que la disponibilité en diptères varie considérablement entre les années. De plus, mes résultats montrent de nouveau l'importance de prendre en compte les conditions météorologiques qui peuvent grandement affecter l'abondance et l'activité des insectes. À titre d'exemple, Gruebler *et al.* (2008) ont montré que l'abondance relative des insectes dépend des conditions météorologiques journalières du fait qu'ils s'agglomèrent aux abords des haies et des arbres lorsque la température est basse et lorsque les conditions sont venteuses. Pour ma part, mes résultats montrent, à l'instar de nombreux travaux (e.g., Winkler *et al.*, 2013), que les précipitations influencent négativement la disponibilité des proies des Hirondelle bicolor.

Mes travaux montrent qu'il est difficile de déterminer l'impact des pesticides sur l'abondance relative à l'un des plus importants groupes d'insectes, les diptères. Cette difficulté est fort possiblement liée au fait que la nature et l'ampleur de cet impact varient grandement dans le temps et l'espace. En effet, la fréquence d'application, le dosage et même la nature du ou des produits utilisés peuvent changer entre les années et même au cours d'une saison selon les variations météorologique et les types d'infestations, et ce, sans compter les différences entre les cultures. À ceci s'ajoute qu'il est aussi possible que l'impact des pesticides sur les insectes dépende des autres facteurs de stress imposés par des conditions environnementales difficiles.

3.2 Limitations et perspectives futures

Mon étude est l'une des premières à analyser la contamination en pesticides d'insectes composant l'alimentation d'oiseaux sauvages. Cela dit, bien que la méthode employée pour doser les pesticides dans les proies des Hirondelle bicolor soit une des plus efficaces et précises à ce jour (Haroune *et al.*, 2015), elle présente néanmoins quelques limites. D'abord, seulement 54 molécules actives ont été analysées, ce qui est peu comparativement à l'ensemble des substances utilisées en agriculture. En effet, plus de 375 agents actifs ont été utilisés simplement au Québec en 2017 (MDDELCC, 2019). Dans le futur, il serait très pertinent d'avoir un protocole pour doser la quantité de glyphosate dans les insectes en raison de sa grande utilisation en agriculture et des effets potentiellement négatifs sur l'environnement et la santé (Van Bruggen *et al.*, 2018). Les herbicides à base de glyphosate occasionnent des stress oxydatifs chez les organismes aquatiques (Annett *et al.*, 2014). D'ailleurs, cela a aussi été observé chez les rats, où des femelles enceintes avaient une exposition chronique de glyphosate dans leur eau, ce qui occasionnait un stress oxydatif et causait un comportement dépressif chez la progéniture (Cattani *et al.*, 2017). Par ailleurs, les méthodes d'extraction et de dosage employées (voir Haroune *et al.*, 2015), incluant les instruments de mesure, ont des efficacités et des niveaux de précisions limités. Les molécules actives présentent donc leurs propres limites de détection (LOD) et de quantification (LOQ) (Haroune *et al.*, 2015). Ainsi, si la concentration (C) d'un pesticide n'atteint pas ces limites, il est impossible de savoir si la molécule est présente ($C < \text{LOD}$) ou de doser sa concentration ($C < \text{LOQ}$). Le fait de ne pas détecter un pesticide n'est donc pas une preuve de son absence. Quoique des méthodes statistiques permettent de prendre en compte des données soumises à différentes formes de censures (e.g., $C < \text{LOD}$ ou $\text{LOD} > C < \text{LOQ}$), elles ne sont toutefois pas adaptées à toutes les situations que les chercheurs peuvent rencontrer, particulièrement lorsque la majorité des cas présentent une forme de censure comme dans mon étude (Helsel, 2012; Fox *et al.*, 2015).

Malgré ces limites, j'ai tout de même tenté d'évaluer le niveau de contamination environnementale par les pesticides des fermes avec les données recueillies. L'indice de contamination utilisé, soit

le nombre total de détections de pesticides sur une ferme compte tenu de l'effort d'échantillonnage, présentait la limite additionnelle qu'il ne prenait pas en compte la toxicité des molécules actives, laquelle peut varier grandement selon la combinaison de molécules présentes via des effets cocktails et selon leur persistance dans l'environnement (DiBartolomeis *et al.*, 2019). Ce dernier facteur est important, car plus un pesticide se dégrade lentement, plus les organismes peuvent entrer en contact avec celui-ci ou avec ses dérivés et peuvent accumuler des effets non désirés. Quoique j'étais consciente des limites de mon indice de contamination, il était difficile de faire mieux. En effet, les niveaux de toxicité publiés sont généralement disponibles que pour des expositions aiguës à une seule molécule active, alors que les organismes sont généralement exposés de manière chronique à une vaste gamme de composés en plus des produits de dégradation (Mineau et Palmer, 2013). Or, il n'y a pratiquement aucune information sur les produits de dégradation de la majorité des pesticides utilisés et sur leurs effets possibles sur les organismes (Mineau et Palmer, 2013). De plus, certains produits de dégradation peuvent s'accumuler (Kolpin *et al.*, 2000) et même réagir de façon additive en combinaison avec leur molécule mère (Pesce *et al.*, 2010). Il est donc important de connaître la nature des produits de dégradation afin de pouvoir les doser et les prendre en compte dans l'évaluation des niveaux de contamination et de potentiel de toxicité. Quoique certaines approches existent pour faciliter l'identification de produits de dégradation dès le début d'un processus d'évaluation des risques d'un produit de synthèse, elles sont rarement utilisées (Sinclair et Boxall, 2003).

Les effets des pesticides peuvent de surcroît être très variables en raison des différentes interactions possibles selon la molécule active, sa famille chimique, la dose utilisée et l'organisme touché (Mineau et Palmer, 2013; Rizzati *et al.*, 2016). Il est donc difficile d'extrapoler la réponse des organismes à un pesticide sur la base de la réponse d'un faible nombre d'espèces, d'autant plus qu'elle peut varier fortement malgré une forte proximité taxonomique (Bridges et Semlitsch, 2000; DeLorenzo *et al.*, 2001). Durant les tests toxicologiques, les organismes modèles sont typiquement exposés à de fortes doses sur une courte période de temps pour évaluer leur mortalité, ce qui n'est pas représentatif de la majorité des cas où un organisme entre en contact avec un pesticide dans la nature (Mineau, 2005a). Il importe donc d'avoir plus d'études qui exposeraient une variété

d'organismes à de faibles doses d'un pesticide ou de plusieurs pesticides sur de longues périodes, afin de simuler des expositions chroniques qui représenteraient plus justement les impacts des pesticides sur les organismes sauvages.

Par ailleurs, il est possible que je n'aie pas pu détecter une influence du niveau de contamination environnementale en pesticides sur l'abondance relative de diptères, puisqu'en estimant le niveau de contamination à partir des proies capturées par les hirondelles je ne pouvais détecter de forts niveaux de contamination. Les insectes qui atteignent une certaine concentration de toxicité meurent et ne sont pas disponibles pour les oiseaux. Les boli d'insectes échantillonnés dans le cadre de mon étude étaient composés d'insectes que les Hirondelle bicolore avaient capturés en vol et qui étaient donc vivants. Ainsi, il est possible que sur une zone fortement contaminée, les insectes se fassent rares et que les hirondelles doivent capturer leurs proies ailleurs, ou encore que ces proies aient été dispersées par le vent et viennent d'ailleurs.

Enfin, l'utilisation de pesticides peut avoir un effet contraire à celui attendu. Les insecticides, en entrant en contact avec les insectes non ciblés, peuvent effectivement affecter la structure et la dynamique des communautés d'insectes et y altérer les pressions de compétition et de prédation qui y prennent part (Hardin *et al.*, 1995; Zacharia, 2011). Des espèces prédatrices ou parasitoïdes de ravageurs peuvent par exemple être éliminées par le biais de pesticides, et ainsi occasionner une libération de la pression exercée sur les populations de ravageurs qui peuvent alors rebondir (Dutcher, 2007; Fernandes *et al.*, 2010; Ndakidemi *et al.*, 2016). Par conséquent, il est souvent possible d'observer des abondances plus importantes en zones fortement traitées aux pesticides qu'en zones non traitées ou faiblement traitées. D'autant plus que les zones fortement traitées sont généralement composées de vastes monocultures propices aux explosions démographiques d'insectes ravageurs. Par exemple, les mirides sont des insectes nuisibles de résurgence de ravageurs secondaires qui endommagent les cultures de coton Bt; plus la superficie de cette culture prend de l'expansion, plus les dommages peuvent devenir importants si des mesures de contrôle

ne sont pas prises comme l'utilisation d'insecticides de synthèse (Bergé et Ricroch, 2010). En Australie, les cultures de coton Bt ont reçu plus d'insecticides pour contrôler les mirides et les acariens que les champs de coton conventionnel (Doyle *et al.*, 2001). Les fortes variations interannuelles dans l'abondance relative des diptères au sein du réseau de fermes utilisé pour mes travaux, incluant des années où l'abondance relative en diptères est plus importante dans les zones cultivées intensivement (Rioux Paquette *et al.*, 2013; Bellavance *et al.*, 2018), supportent la possibilité qu'un tel phénomène ait pu masquer la relation entre le niveau de contamination en pesticides des fermes et l'abondance relative en diptères sur les fermes.

3.3 Conclusion

Mon projet montre la présence d'insectes contaminés par une vaste diversité de pesticides au sein du réseau trophique impliquant l'Hirondelle bicolore dans le Sud du Québec et que le niveau de contamination survient dans les zones de cultures qui utilisent une plus grande quantité de pesticides. Même si je n'ai pas pu trouver une relation entre le niveau de contamination environnementale en pesticides et l'abondance relative en diptères, mon étude est l'une des premières qui a tenté d'évaluer l'influence des pesticides agricoles sur les proies d'un oiseau insectivore aérien. Mon étude aurait été plus robuste si j'avais pu prendre en compte la toxicité (aiguë et chronique) et la persistance des différents pesticides (et leurs combinaisons) au sein de mon indice de contamination environnementale. Malheureusement, les informations nécessaires pour un tel indice sont pour la plupart inconnues malgré l'existence de processus d'homologation. De plus, les données d'utilisation de pesticides ne sont pas disponibles pour le monde de la recherche au Québec, et ce, malgré qu'elles le soient dans d'autres juridictions (e.g., États-Unis et Danemark). Même s'il est fort complexe de quantifier différents effets en milieu naturel, il est primordial de tenter de les mesurer pour établir des conclusions plus robustes et générales que ce qui est observé en laboratoire. Les études épidémiologiques à long terme sont indispensables pour couvrir un ensemble de conditions environnementales et de sources de stress grâce à la réplication dans l'espace et dans le temps.

Dans le passé, certaines réussites dans la sauvegarde d'espèces en déclin ont été possibles à l'aide d'études scientifiques et de politiques gouvernementales. Déterminer la source probable du problème permet d'élaborer un plan pour aider les populations en déclin. Par exemple, l'identification du DDT, un insecticide, comme cause du déclin de nombreuses espèces d'oiseaux de proies et son bannissement au début des années 1970s ont permis aux populations de ces oiseaux de se rétablir (ICOAN, 2019). Les populations d'insectes déclinent globalement, non seulement dans les habitats ouverts comme les prairies mais aussi dans les forêts (Seibold *et al.*, 2019). Au Québec, à partir de 2001, l'utilisation de pesticides chimiques a été éliminée dans les forêts publiques grâce à la Stratégie de protection des forêts (MDDELCC, 2018b). Cette réduction de l'utilisation des pesticides en foresterie a été possible à l'aide de différentes approches apportées par le gouvernement pour une meilleure protection des forêts. Il serait donc possible d'amener une approche similaire en agriculture pour réduire l'utilisation de pesticides et bannir les pesticides considérés dangereux comme le fait déjà l'Union européenne. Ce dont pourrait bénéficier la biodiversité, l'environnement et même la santé humaine.

Quoiqu'il soit, certes impensable d'empêcher l'utilisation de pesticides, une meilleure gestion de l'utilisation des pesticides est nécessaire pour limiter les impacts négatifs de cette pratique. Pour ce faire, il sera essentiel d'approfondir nos connaissances sur les effets néfastes de ces substances compte tenu de leur utilisation massive et la puissance des lobbies industriels.

ANNEXE

Table S3. Caractéristiques et mode d'action de différents pesticides

INSECTICIDES
Organochlorés
<p>Les insecticides organochlorés sont parmi les premiers pesticides synthétiques à avoir été largement utilisés. La particularité de cette famille d'insecticides est qu'ils sont très persistants et, par conséquent, que leur toxicité dure longtemps dans l'environnement (Mineau, 2009). De plus, les composés de ce groupe sont solubles dans les lipides, ce qui occasionne de la bioaccumulation puisque les organismes qui les ingèrent ne peuvent pas les éliminer (Mineau, 2009). L'exemple le plus connu concerne l'insecticide dichlorodiphényltrichloréthane, mieux connu sous son acronyme DDT, principalement après la publication du livre <i>Silent spring</i> de Rachel Carson en 1962, lequel décrivait les effets nocifs des pesticides utilisés dans les années 60. Le DDT est très nocif pour l'environnement et les scientifiques étaient très préoccupés par son utilisation, vu son effet sur la reproduction et l'amincissement de la coquille des œufs des oiseaux, ce qui a causé le déclin des populations des oiseaux de proie comme le Faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>) (Ratcliffe, 1970; Fry, 1995). Par ailleurs, l'étude de Nocera <i>et al.</i> (2012) a montré que la diète des Martinet ramoneur (<i>Chaetura pelagica</i>) a été modifiée par l'utilisation du DDT. Grâce à une chronoséquence de fientes accumulées dans les cheminées, ils ont vu une diminution des coléoptères, les proies principales, et une augmentation des hémiptères dans leur diète. En plus, des problèmes d'accumulation dans l'environnement et des effets potentiellement nocifs sur la santé humaine ont amené des restrictions sur l'utilisation du DDT. Comme le DDT est soluble dans les lipides, il s'est accumulé dans les tissus adipeux de l'homme de toutes les régions du monde par le biais de la chaîne alimentaire et se retrouve même dans le lait maternel (Jaga et Dharmani, 2003; Smith, 1999). Le DDT a été banni aux États-Unis en 1972 et au Canada en 1985. En 2001, la convention Stockholm a été signée par plus de 100 pays pour éliminer mondialement l'utilisation de 12 produits toxiques et persistants, dont le DDT. Ainsi, l'utilisation du DDT est</p>

seulement acceptée pour la lutte antivectorielle en Afrique et en Asie principalement contre le paludisme (malaria) (Van Den Berg *et al.*, 2017). Même si le DDT est banni depuis plusieurs années, des résidus de DDT se retrouvent encore dans les aliments du fait qu'il persiste dans l'environnement (EFSA, 2017).

Organophosphatés et Carbamates

Les insecticides de la famille des organophosphatés ont rapidement remplacé les organochlorés du fait que l'utilisation de ces derniers était de plus en plus contraignante, voire interdite. Les organophosphatés sont très efficaces et ont une plus grande toxicité que les organochlorés, mais comme leur dégradation dans l'environnement est assez rapide, le risque pour la santé humaine est considéré comme moins élevé (Mineau, 2009). Les carbamates sont arrivés sur le marché un peu plus tard et leur utilisation est très diversifiée avec des utilisations en agriculture et en médecine. Les organophosphatés et les carbamates agissent tous deux sur le système nerveux en inhibant l'action de l'enzyme acétylcholinestérase, mais par un mécanisme légèrement différent (Fukuto, 1990). Alors que les organophosphatés se lient irréversiblement au site actif de l'acétylcholinestérase, les carbamates s'y lient temporairement et sont ainsi moins toxiques. Néanmoins, il en résulte une accumulation d'acétylcholine après qu'un influx nerveux soit passé d'un neurone à un autre, ce qui continue de permettre le passage d'influx nerveux au niveau des synapses et entraîne éventuellement une surstimulation neuronale incontrôlée donnant lieu à de l'hyperactivité, à des convulsions et ultimement à de l'épuisement et à la paralysie (Mineau, 2009). L'acétylcholinestérase est présente et essentielle pour un grand nombre d'organismes allant des insectes aux vertébrés, incluant l'homme. Ainsi, les organophosphatés et les carbamates peuvent avoir des effets sur des espèces non ciblées lors de leur utilisation selon la toxicité du composé sélectionné. Selon Mortensen (2006), il est estimé qu'en 2001, il y avait environ 33 organophosphatés et 10 carbamates enregistrés aux États-Unis et que plus le composé est toxique, tel que le diazinon et carbofuran, plus il semble causer des incidents sur les oiseaux. L'aldicarb, le carbaryl et le carbofuran font partie des carbamates. Parmi les organophosphatés, le chlorpyrifos est un insecticide grandement utilisé au Canada et pour l'utiliser la prescription d'un agronome va être obligatoire en 2019 (MDDELCC, 2018c). Sinon le coumaphos, le diazinon, le malathion et le parathion sont d'autres exemples d'organophosphatés.

Le monocrotophos a été banni aux États-Unis en 1988 (Briggs, 1992) et au Canada avec la convention Rotterdam il serait non utilisé, car il était très toxique pour les oiseaux et les organismes aquatiques.

Pyréthroïdes

Les pyréthroïdes synthétiques sont des insecticides, dont l'arrivée sur le marché date du début des années 1970, tels que le perméthrine. Ils sont des dérivés du pyrèthre, un composé de source végétale utilisé depuis des siècles par l'Homme. Tout comme les organophosphatés et les carbamates, les pyréthroïdes ont des effets neurotoxiques causant des troubles neurologiques pouvant altérer les comportements jusqu'à l'épuisement et la paralysie (Quijano *et al.*, 2016). Les pyréthroïdes agissent en se liant aux canaux à sodium des axones des neurones, ce qui les garde ouverts et entraîne une dépolarisation continue des axones (et donc des influx nerveux) jusqu'à l'équilibre des charges de part et d'autre de la membrane neuronale et donc, une incapacité à transmettre des influx nerveux. Toutefois, les pyréthroïdes comporteraient de faibles risques de toxicité chez les mammifères, faisant en sorte qu'ils sont grandement utilisés en agriculture, en médecine et en médecine vétérinaire, d'autant plus qu'ils sont stables à la lumière (EPA, 2011b).

Néonicotinoïdes

Les insecticides de la classe des néonicotinoïdes sont apparus vers les années 1990 et sont les plus importants sur le marché depuis les pyréthroïdes synthétiques (Jeschke *et al.*, 2010 ; Main *et al.*, 2014 ; Gibbons *et al.*, 2015). Leur apparition découle des préoccupations relatives à la résistance des organismes nuisibles et à la santé humaine qui découlent de l'exposition cumulative aux différentes classes de pesticides existants. À ce titre, les néonicotinoïdes agissent sélectivement sur le système nerveux central des insectes en tant qu'agonistes des récepteurs nicotiques de l'acétylcholine (nAChRs), ce qui cause l'activation des pompes à sodium des synapses et cause le passage d'influx nerveux incontrôlés entre les neurones, et ce, en plus d'être difficilement dégradés par l'acétylcholinestérase. Leur action est donc comparable à celle des organophosphatés et des carbamates. Toutefois, les néonicotinoïdes ont une plus grande affinité pour les récepteurs nAChRs des insectes que pour ceux des mammifères et sont donc moins toxiques pour ces derniers (Tomizawa et Casida, 2003; Elbert *et al.*, 2008; Jeschke et Nauen, 2008). Les néonicotinoïdes sont aussi des insecticides

solubles à l'eau et ont des propriétés systémiques. Une fois absorbés par la plante (feuille ou racine), les ingrédients actifs circulent dans le système vasculaire de la plante et se retrouvent dans tous ses tissus, incluant le pollen et le nectar, lesquels deviennent toxiques pour les insectes (Tomizawa et Casida, 2005). Cela permet d'utiliser des doses plus faibles de pesticide pour protéger entièrement la plante, incluant ses parties florales (Mullin *et al.*, 2010). Le mode d'utilisation principal des néonicotinoïdes est l'enrobage des semences, comparé aux autres classes de pesticides qui sont surtout utilisés en pulvérisation sur les cultures en présence de ravageurs, ainsi l'enrobage de semence permet d'avoir un effet préventif. En 2008, 80 % de l'enrobage des semences était traité par un néonicotinoïde (Jeschke *et al.*, 2010). Les néonicotinoïdes sont utilisés à grande échelle sur différente culture et affectent un grand nombre d'insectes ravageurs. Mais comme tous les autres insecticides, les insectes non ciblés, tels les pollinisateurs, ne sont pas à l'abri des néonicotinoïdes (Cressey, 2017; Gibbons *et al.*, 2015). Cette classe de pesticide est persistante dans l'environnement et a un fort potentiel de fuite dans les milieux aquatiques dans les zones agricoles (Morrissey *et al.*, 2015). Les néonicotinoïdes les plus utilisés sont l'acetamipride, la clothianidine, l'imidaclopride, le thiaclopride et le thiaméthoxame. En 2018, la Commission européenne a banni trois néonicotinoïdes, dont la clothianidine, l'imidaclopride et le thiaméthoxame pour leurs risques élevés de toxicité pour les abeilles (EU, 2018). En 2019, au Canada, une prescription agronomique devra être faite pour qu'un cultivateur puisse utiliser sur ses cultures du clothianidine, de l'imidaclopride ou du thiaméthoxame (MDDELCC, 2018c). La clothianidine et le thiaméthoxame seront bannis au Canada dans 3 à 5 ans (Santé Canada, 2018 a-b).

HERBICIDES

Triazines et urées substituées

Les triazines et les urées substituées sont des herbicides qui ont été brevetés dans les années 1950. Ils pénètrent dans le sol et sont peu solubles dans l'eau (Gauvrit, 1996). Ils ont tous deux des effets similaires sur les plantes en interrompant la photosynthèse (Cooke, 1956; Trebst, 2008). L'atrazine et le terbuthylazine sont de la famille des triazines. Le chlorotoluron, le diuron et le linuron font partie des urées substituées.

Chloroacétamides
Le S-métolachlore est un herbicide de la famille du chloroacétamide, lequel est fortement utilisé aux États-Unis (EPA, 2017). Le métolachlore agirait en inhibant la production des protéines dans la synthèse des acides nucléiques, ainsi l'association de l'uridine dans l'ARN devient impossible (Stenersen, 2004). Ce qui empêche la croissance de la plante à la suite de la germination, car la division cellulaire et l'élargissement de la cellule sont inhibés (Deal et Hess, 1980). Le métolachlore peut fuir facilement, car il est mobile dans le sol et se dégrade lentement (EXTOXNET, 1993).
Dinitroanilines
Le pendiméthaline fait partie de la famille du dinitroaniline. Cet herbicide est absorbé par les racines ou les jeunes pousses et après la germination la division cellulaire des racines serait inhibée, ce qui empêche la croissance de la plante (Parka et Soper, 1977). Le pendiméthaline est fortement absorbé par les sols organiques et argileux, ce qui réduit les chances de fuite dans l'environnement (EPA, 1985).
Imidazolinones
L'imazéthapyr est un herbicide de la famille d'imidazolinone, qui contrôle une grande proportion de plantes. L'imazéthapyr est absorbé par les feuilles ou les racines de la plante et s'accumule dans les méristèmes (PMRA, 1994). Son mode d'action est très spécifique en inhibant une enzyme (aceto-hydroxyacid synthase) qui réduit le niveau de branche de chaîne d'acide aminé, ce qui interrompt la synthèse des protéines et empêche la plante de croître (EXTOXNET, 1996).
Dérivés de glycine
Le glyphosate est présentement l'herbicide le plus vendu globalement grâce à son efficacité non sélective sur un large spectre de plantes herbacées. Il a été introduit dans les années 1970 par Monsanto sous le nom de Roundup (Baylis, 2000). Mais bien avant la

découverte de la propriété herbicide du glyphosate, ce composé chimique avait des propriétés d'agent chélateur de métaux (Toy et Uhing, 1964; Mertens *et al.*, 2018). Son mode d'action en tant qu'herbicide est basé sur l'inhibition d'une enzyme (5-enolpyruvyl-shikimate-3-phosphate), ce qui entraîne une accumulation d'un précurseur phytotoxique, le Shikimate, et en résulte un arrêt de la synthèse des protéines en altérant la voie de synthèse de trois acides aminés (phénylalanine, tyrosine et tryptophane), ce qui empêche la croissance de la plante. Le fait que cette enzyme est inexistante chez les mammifères rend cet herbicide moins toxique pour ces derniers (Duke et Powles, 2008; Helander *et al.*, 2012). Le glyphosate est un herbicide systémique qui se déplace rapidement dans la sève de tous les organes en croissance de la plante (Helander *et al.*, 2012). Le glyphosate est absorbé par les particules organiques du sol et les bactéries du sol sont la principale source de dégradation (EXTOXNET, 1994).

Phénoxy

L'herbicide 2,4-D (2,4-dichlorophénoxyacétique) de la classe des phénoxy est utilisé depuis les années 1940 et est largement utilisé pour différentes cultures (Burns et Swaen, 2012). Le 2,4-D est un des composés chimiques de l'agent orange, un herbicide utilisé durant la guerre du Viêt Nam. L'agent orange était aussi composé de 2,4,5-T, lequel a été banni en 1985 aux États-Unis pour sa concentration élevée en dioxines qui causait de graves problèmes à la santé humaine (EPA, 2016b). Le 2,4-D pénètre la plante par le feuillage ou les racines et agit comme régulateur de croissance en ayant une structure similaire à l'hormone naturelle de croissance de la plante, l'auxine (Charles *et al.*, 1996). L'accumulation de 2,4-D cause une croissance anormalement rapide des cellules qui bloquent et détruisent le système vasculaire de la plante.

FONGICIDES

Benzimidazoles

Le carbendazime et le thiabendazole sont des fongicides de la famille des benzimidazoles. Les benzimidazoles sont des inhibiteurs spécifiques de l'assemblage des microtubules, ce qui empêche la synthèse ADN durant la division nucléaire (Davidse, 1986).
Carboxamides
Le boscalide est un fongicide à large spectre de la famille des carboxamides aussi nommé anilide. Il agit en inhibant l'enzyme succinate déshydrogénase, qui a une fonction dans le cycle tricarboxylique acide et dans la chaîne de transport mitochondrial des électrons influençant le niveau de la respiration et de la production d'énergie (Yang <i>et al.</i> , 2011).
Strobilurines
La famille des strobilurines est sortie en 1996 et est utilisée sur une grande proportion de cultures grâce à son large spectre d'efficacité. Il s'agirait du deuxième plus grand groupe de fongicide utilisé aux États-Unis pour 2005 (Morton et Staub, 2008). Le mode d'action des strobilurines est qu'il empêche le transfert d'électrons dans la mitochondrie, ce qui perturbe la respiration du champignon et il devient à court d'énergie et meurt (Bartlett <i>et al.</i> , 2002). Le krésoxim-méthyl, le pyraclostrobine et le trifloxystrobine sont des ingrédients actifs de la famille des strobilurines.

BIBLIOGRAPHIE

Annett, R., Habibi, H.R., & Hontela, A. (2014). Impact of glyphosate and glyphosate based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology*, 34(5), 458-479.

Attwood, S.J., Maron, M., House, A.P.N., & Zammit, C. (2008). Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management?. *Global Ecology and Biogeography*, 17(5), 585-599.

Bartlett, D.W., Clough, J.M., Godwin, J.R., Hall, A.A., Hamer, M., & Parr - Dobrzanski, B. (2002). The strobilurin fungicides. *Pest management science*, 58(7), 649-662.

Baylis, A.D. (2000). Why glyphosate is a global herbicide: strengths, weaknesses and prospects. *Pest Management Science*, 56(4), 299-308.

Belden, J.B., & Lydy, M.J. (2001). Effects of atrazine on acetylcholinesterase activity in midges (*Chironomus tentans*) exposed to organophosphorus insecticides. *Chemosphere*, 44(8), 1685-1689.

Bellavance, V., Bélisle, M., Savage, J., Pelletier, F., & Garant, D. (2018). Influence of agricultural intensification on prey availability and nestling diet in Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*). *Canadian Journal of Zoology*, 96(9), 1053-1065.

Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., & Crick, H.Q. (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 673-687.

Benton, T.G., Vickery, J.A., & Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188.

Bergé, J.B., & Ricroch, A.E. (2010). Emergence of minor pests becoming major pests in GE cotton in China: What are the reasons? What are the alternatives practices to this change of status?. *GM crops*, 1(4), 214-219.

Bishop, C.A., Collins, B., Mineau, P., Burgess, N.M., Read, W.F., & Risley, C. (2000a). Reproduction of cavity - nesting birds in pesticide - sprayed apple orchards in southern Ontario, Canada, 1988–1994. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(3), 588-599.

Bishop, C.A., Ng, P., Mineau, P., Quinn, J.S., & Struger, J. (2000b). Effects of pesticide spraying on chick growth, behavior, and parental care in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting in an apple orchard in Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(9), 2286-2297.

BLI. (2004) State of the world's birds 2004: indicators for our changing world. BirdLife International. Cambridge, UK.

BLI. (2013) State of the world's birds: indicators for our changing world. BirdLife International. Cambridge, UK.

Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W., Murray, K. A., & Robertson, P.A. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, 131-143.

Bridges, C.M., & Semlitsch, R.D. (2000). Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of Ranidae and patterns of amphibian decline. *Conservation Biology*, 14(5), 1490-1499.

Briggs, S.A. (1992). Basic guide to pesticides: their characteristics and hazards. Taylor & Francis, Washington.

Burgess, N.M., Hunt, K.A., Bishop, C., & Weseloh, D.V. (1999). Cholinesterase inhibition in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) and eastern bluebirds (*Sialia sialis*) exposed to organophosphorus insecticides in apple orchards in Ontario, Canada. *Environmental toxicology and chemistry*, 18(4), 708-716.

Burns, C.J., & Swaen, G.M. (2012). Review of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid (2, 4-D) biomonitoring and epidemiology. *Critical reviews in toxicology*, 42(9), 768-786.

Carson, R. (1962). Silent Spring. Houghton Mifflin, NY.

Cattani, D., Cesconetto, P.A., Tavares, M.K., Parisotto, E.B., De Oliveira, P.A., Rieg, C.E.H., Leite, M.C., Prediger, R.D.S., Wendt, N.C., Razzera, G., Wilhelm Filho, D., & Zamoner, A. (2017). Developmental exposure to glyphosate-based herbicide and depressive-like behavior in adult offspring: implication of glutamate excitotoxicity and oxidative stress. *Toxicology*, 387, 67-80.

Cavallaro, M. C., Main, A. R., Liber, K., Phillips, I. D., Headley, J. V., Peru, K. M., & Morrissey, C. A. (2019). Neonicotinoids and other agricultural stressors collectively modify aquatic insect communities. *Chemosphere*, 226, 945-955.

Charles, J.M., Bond, D.M., Jeffries, T.K., Yano, B.L., Stott, W.T., Johnson, K.A., Cunny, H.C., Wilson, R.D. & Bus, J.S. (1996). Chronic dietary toxicity/oncogenicity studies on 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid in rodents. *Toxicological Sciences*, 33(2), 166-172.

Conrad, K.F., Warren, M.S., Fox, R., Parsons, M.S., & Woiwod, I.P. (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132(3), 279-291.

Cooke, A.R. (1956). A possible mechanism of action of the urea type herbicides. *Weeds*, 4(4), 397-398.

Cressey, D. (2017). The bitter battle over the world's most popular insecticides. *Nature News*, 551(7679), 156-158.

Custer, T.W., Dummer, P.M., Custer, C.M., Franson, J.C., & Jones, M. (2014). Contaminant exposure of birds nesting in Green Bay, Wisconsin, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(8), 1832-1839.

Davidse, L.C. (1986). Benzimidazole fungicides: mechanism of action and biological impact. *Annual review of phytopathology*, 24(1), 43-65.

Deal, L.M., & Hess, F.D. (1980). An analysis of the growth inhibitory characteristics of alachlor and metolachlor. *Weed Science*, 28(2), 168-175.

DeLorenzo, M.E., Scott, G.I., & Ross, P.E. (2001). Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(1), 84-98.

Dewey, S.L. (1986). Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence. *Ecology*, 67(1), 148-162.

DiBartolomeis, M., Kegley, S., Mineau, P., Radford, R., & Klein, K. (2019). An assessment of acute insecticide toxicity loading (AITL) of chemical pesticides used on agricultural land in the United States. *PloS one*, 14(8).

Doyle, B., Reeve, I., & Barclay, E. (2001) The performance of Ingard cotton in Australia during the 2000/2001 season. In: Fifth Annual Report. Cotton Consultant Aqtralia Inc., CCA Ingard Cotton Survey 2000/2001. University of New England. Armidale NSW: Institute for Rural Futures 2001

Duke, S. O., & Powles, S.B. (2008). Glyphosate: a once - in - a - century herbicide. *Pest management science*, 64(4), 319-325.

Dutcher, J.D. (2007). A review of resurgence and replacement causing pest outbreaks in IPM. In General concepts in integrated pest and disease management. Springer, Dordrecht.

EFSA. (2017). The 2015 European Union report on pesticide residues in food. European Food Safety Authority. *EFSA Journal*, 15(4), e04791.

Elbert, A., Haas, M., Springer, B., Thielert, W., & Nauen, R. (2008). Applied aspects of neonicotinoid uses in crop protection. *Pest management science*, 64(11), 1099-1105.

EPA. (1985). Pesticide Fact Sheet: Pendimethalin. Chemical Fact Sheet For: Pendimethalin (Fact Sheet No. 50). Office of Pesticide Programs, US EPA, Washington, DC.

EPA. (1994). Pesticide reregistration rejection rate analysis: Ecological effects, EPA 738-R-94-035. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

EPA. (2011a). Pesticides industry sales and usage: 2006 and 2007 Market Estimates. *US EPA, Washington, DC*.

EPA. (2011b) Pyrethrins/pyrethroid Cumulative Risk Assessment. EPA US Environmental Protection Agency.

EPA. (2016a). Data Requirements for Pesticide Registration, sur le site EPA US Environmental Protection Agency. Consulté le 15 novembre 2016, sur : <https://www.epa.gov/pesticide-registration/data-requirements-pesticide-registration#nto>

EPA. (2016b). 2,4-D, sur le site EPA US Environmental Protection Agency. Consulté le 12 novembre 2016, sur : <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/24-d>

EPA. (2017). Pesticides Industry Sales and Usage 2008 and 2012 Market Estimates. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

EU. (2018). Pesticides; Approval of active substances; Renewal of approval; Neonicotinoids. European Commission. Consulté le 28 avril 2018, sur : https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/approval_active_substances/approval_renewal/neonicotinoids_en

Evans, K.L., Wilson, J.D., & Bradbury, R.B. (2007). Effects of crop type and aerial invertebrate abundance on foraging barn swallows *Hirundo rustica*. *Agriculture, ecosystems & environment*, 122(2), 267-273.

EXTOXNET. (1993). Pesticide Information Profile: Metolachlor. Consulté le 1 mai 2018, sur : <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/metiram-propoxur/metolachlor-ext.html>

EXTOXNET. (1994). Pesticide Information Profile: Glyphosate. Consulté le 1 mai 2018, sur : <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/dienochlor-glyphosate/glyphosate-ext.html>

EXTOXNET. (1996). Pesticide Information Profile: Imazethapyr. Consulté le 1 mai 2018, sur : <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/haloxfop-methylparathion/imazethapyr-ext.html>

FAO. (2015). Agriculture mondiale: horizon 2015/2030. Rapport abrégé, Département économique et social. Food and Agriculture Organization. Consulté le 12 octobre 2016, sur : <http://www.fao.org/docrep/004/y3557f/y3557f08.htm>

Fernandes, F.L., Bacci, L. and Fernandes, M.S. (2010) Impact and Selectivity of Insecticides to Predators and Parasitoids. *Entomo Brasilis*, 3(1), 1-10

Fernandes, M.E., Alves, F.M., Pereira, R.C., Aquino, L.A., Fernandes, F.L., & Zanuncio, J.C. (2016). Lethal and sublethal effects of seven insecticides on three beneficial insects in laboratory assays and field trials. *Chemosphere*, 156, 45-55.

Fernandez-Cornejo, J., Nehring, R.F., Osteen, C., Wechsler, S., Martin, A., & Vialou, A. (2014). Pesticide Use in US Agriculture: 21 Selected Crops, 1960-2008. *USDA-ERS Economic Information Bulletin*, (124).

Forister, M.L., Pelton, E.M., & Black, S.H. (2019). Declines in insect abundance and diversity: We know enough to act now. *Conservation Science and Practice*, 1(8), e80.

Fox, G.A., Negrete-Yankelevich, S., & Sosa, V.J. (Eds.). (2015). *Ecological statistics: contemporary theory and application*. Chapitre 5 pp. 106-130. Oxford University Press, USA.

Fry, D.M. (1995). Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environmental Health Perspectives*, 103(Suppl 7), 165.

Fukuto, T.R. (1990). Mechanism of action of organophosphorus and carbamate insecticides. *Environmental health perspectives*, 87, 245.

Gagliano-Candela, R., & Aventaggiato, L. (2001). The detection of toxic substances in entomological specimens. *International Journal of Legal Medicine*, 114(4-5), 197-203.

Gauvrit, C. (1996). Efficacité et sélectivité des herbicides. Editions Quae, Paris.

Ghilain, A., & Bélisle, M. (2008). Breeding success of tree swallows along a gradient of agricultural intensification. *Ecological Applications*, 18(5), 1140–1154.

Gibbons, D., Morrissey, C., & Mineau, P. (2015). A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 103-118.

Giroux, I. (2015). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2011 à 2014, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN. 978-2-550-73603-5, 47 p. + 5 ann.

Giroux, I. (2017). Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec – Zones de vergers et de cultures maraîchères, 2013 à 2016. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques, 47 p. + 3 annexes.

Giroux, I. (2019). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 64 p. + 6 ann.

Goldstein, M.I., Lacher, T.E., Woodbridge, B., Bechard, M.J., Canavelli, S.B., Zaccagnini, M.E., Cobb, G.P., Scollon, E.J., Tribolet, R., & Hopper, M.J. (1999). Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's Hawks in Argentina, 1995–96. *Ecotoxicology*, 8(3), 201-214.

Goulson, D. (2014). Ecology: Pesticides linked to bird declines. *Nature*, 511(7509), 295-296.

Grigg, D. (1993). The world food problem. Blackwell Publishers, Oxford.

Grue, C.E., George v. N. Powell, & McChesney, M.J. (1982). Care of nestlings by wild female starlings exposed to an organophosphate pesticide. *Journal of Applied Ecology*, 19(2), 327-335.

Grüebler, M.U., Morand, M., & Naef-Daenzer, B. (2008). A predictive model of the density of airborne insects in agricultural environments. *Agriculture, ecosystems & environment*, 123(1-3), 75-80.

Hallmann, C.A., Foppen, R.P., van Turnhout, C.A., de Kroon, H., & Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511, 341-343.

Hardin, M.R., Benrey, B., Coll, M., Lamp, W.O., Roderick, G.K., & Barbosa, P. (1995). Arthropod pest resurgence: an overview of potential mechanisms. *Crop Protection*, 14(1), 3-18.

Haroune, L., Cassoulet, R., Lafontaine, M.P., Bélisle, M., Garant, D., Pelletier, F., Cabana, H. & Bellenger, J.P. (2015). Liquid chromatography-tandem mass spectrometry determination for multiclass pesticides from insect samples by microwave-assisted solvent extraction followed by a salt-out effect and micro-dispersion purification. *Analytica chimica acta*, 891, 160-170.

Hart, J.D., Milsom, T.P., Fisher, G., Wilkins, V., Moreby, S.J., Murray, A.W.A., & Robertson, P.A. (2006). The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 81-91.

Haynes, K.F. (1988). Sublethal effects of neurotoxic insecticides on insect behavior. *Annual review of entomology*, 33(1), 149-168.

Helander, M., Saloniemi, I., & Saikkonen, K. (2012). Glyphosate in northern ecosystems. *Trends in plant science*, 17(10), 569-574.

Helsel, D.R. (2012). Statistics for censored environmental data using Minitab and R. Wiley, NJ.

Henry, M., Beguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., & Decourtye, A. (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honeybees. *Science*, 336(6079), 348-350.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., & Evans, A.D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity?. *Biological conservation*, 122(1), 113-130.

Hunter Jr, M.L., Witham, J.W., & Dow, H. (1984). Effects of a carbaryl-induced depression in invertebrate abundance on the growth and behavior of American black duck and mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology*, 62(3), 452-456.

ICOAN : Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord. (2012). État des populations d'oiseaux du Canada, 2012. Environnement Canada, Ottawa, Canada. 36 pages. Consulté le 2 septembre 2016, sur http://www.etatdesoiseauxcanada.org/Etat_des_populations_d'oiseaux_du_Canada_2012.pdf

ICOAN : Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (Canada). (2019). L'état des populations d'oiseaux du Canada, 2019. Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, 12 p. Consulté le 18 mars 2019, sur http://nabci.net/wp-content/uploads/39-004-Canada-State-of-Birds_FR_WEB-1.pdf

Jaga, K., & Dharmani, C. (2003). Global surveillance of DDT and DDE levels in human tissues. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 16(1), 7-20.

Jeschke, P., & Nauen, R. (2008). Neonicotinoids—from zero to hero in insecticide chemistry. *Pest management science*, 64(11), 1084-1098.

Jeschke, P., Nauen, R., Schindler, M., & Elbert, A. (2010). Overview of the status and global strategy for neonicotinoids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59(7), 2897-2908.

Kolpin, D.W., Thurman, E.M., & Linhart, S.M. (2000). Finding minimal herbicide concentrations in ground water? Try looking for their degradates. *Science of the Total Environment*, 248(2-3), 115-122.

Kwon, Y.K., Wee, S.H., & Kim, J.H. (2004). Pesticide poisoning events in wild birds in Korea from 1998 to 2002. *Journal of wildlife diseases*, 40(4), 737-740.

Labrie, G., Gagnon, A. È., Vanasse, A., Latraverse, A., & Tremblay, G. (2020). Impacts of neonicotinoid seed treatments on soil-dwelling pest populations and agronomic parameters in corn and soybean in Quebec (Canada). *Plos one*, 15(2), e0229136.

Lobao, L., & Stofferahn, C. W. (2008). The community effects of industrialized farming: Social science research and challenges to corporate farming laws. *Agriculture and Human Values*, 25(2), 219-240.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., & Mateo, R. (2015). Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environmental research*, 136, 97-107.

Main, A.R., Headley, J.V., Peru, K.M., Michel, N.L., Cessna, A.J., & Morrissey, C.A. (2014). Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie Pothole Region. *PloS one*, 9(3), e92821.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., & Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504-509.

Matson, P.A., Naylor, R. & Ortiz-Monasterio, I., (1998). Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. *Science*, 280, 112–115.

Maul, J.D., Belden, J.B., Schwab, B.A., Whiles, M.R., Spears, B., Farris, J.L., & Lydy, M.J. (2006). Bioaccumulation and trophic transfer of polychlorinated biphenyls by aquatic and terrestrial insects to tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(4), 1017-1025.

Mayne, G.J., Martin, P.A., Bishop, C.A., & Boermans, H.J. (2004). Stress and immune responses of nestling tree swallows (*Tachycineta bicolor*) and eastern bluebirds (*Sialia sialis*) exposed to nonpersistent pesticides and p, p' - dichlorodiphenyldichloroethylene in apple orchards of southern Ontario, Canada. *Environmental toxicology and chemistry*, 23(12), 2930-2940.

McCracken, J. D. (2013). *The mysterious decline of aerial insectivores*. Pages 6-9 in M. G. Bull, editor. Connecticut state of the birds. The seventh habitat and the decline of our aerial insectivores. Connecticut Audubon Society, Fairfield, CT, USA.

McLaughlin, A., & Mineau, P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55(3), 201-212.

MDDELCC, (2018a). Bilan des ventes de pesticides au Québec 2016, milieu agricole. Gouvernement du Québec. Ministère du développement durable, environnement et lutte contre les changements climatiques. Consulté le 20 janvier 2018, sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/bilan/index.htm>

MDDELCC, (2018b). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Utilisation des pesticides dans les aires forestières – Guide d'apprentissage. 2018, 25 p. Consulté le 14 décembre 2019, sur http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/permis/code-gestion/aires-forest/Guide_CD7.pdf.

MDDELCC, (2018c). Règlement modifiant le code de gestion des pesticides : Règlement modifiant le règlement sur les permis et les certificats pour la vente et l'utilisation des pesticides : Nouvelles responsabilités pour les agronomes. Gouvernement du Québec. Ministère du développement durable, environnement et lutte contre les changements climatiques. Consulté le 24 août 2018, sur http://mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/permis/modif-reglements2017/avis_circulaire_modif_agronome.pdf

MDDELCC, (2019). Bilan des ventes de pesticides au Québec 2017, Tableau des ingrédients actifs par groupes chimiques. Gouvernement du Québec. Ministère du développement durable, environnement et lutte contre les changements climatiques. Consulté le 20 décembre 2019, sur <http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/bilan/2017/tableau-groupes-chimiques.pdf>

Mengelkoch, J.M., Niemi, G.J., & Regal, R.R. (2004). Diet of the nestling tree swallow. *The Condor*, 106(2), 423-429.

Mertens, M., Höss, S., Neumann, G., Afzal, J., & Reichenbecher, W. (2018). Glyphosate, a chelating agent—relevant for ecological risk assessment?. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(6), 5298-5317.

Michel, N.L., Smith, A.C., Clark, R.G., Morrissey, C.A., & Hobson, K.A. (2016). Differences in spatial synchrony and interspecific concordance inform guild-level population trends for aerial insectivorous birds. *Ecography*, 39(8), 774-786.

Mineau, P., Baril, A., Collins, B.T., Duffe, J., Joerman, G., & Luttik, R. (2001). Pesticide acute toxicity reference values for birds. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 170, 13-74.

Mineau, P. (2005a). A review and analysis of study endpoints relevant to the assessment of “long term” pesticide toxicity in avian and mammalian wildlife. *Ecotoxicology*, 14(8), 775-799.

Mineau, P. (2005b). Direct losses of birds to pesticides-Beginnings of a quantification. In *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference 2002* (CJ Ralph and TD Rich, eds.), 2005, USDA Forest Service, GTR-PSW-191, Albany, CA (Vol. 2, pp. 1065-1070).

Mineau, P. (2009). Birds and pesticides: is the threat of a silent spring really behind us?. *Pesticides News*, (86), 12-18.

Mineau, P., & Palmer, C. (2013). The impact of the nation's most widely used insecticides on birds. American Bird Conservancy.

Mineau, P., & Whiteside, M. (2013). Pesticide acute toxicity is a better correlate of US grassland bird declines than agricultural intensification. *PloS one*, 8(2), e57457.

Montiel-León, J.M., Munoz, G., Duy, S.V., Do, D.T., Vaudreuil, M.A., Goeury, K., Guillemette, F., Amyot, M., & Sauvé, S. (2019). Widespread occurrence and spatial distribution of glyphosate, atrazine, and neonicotinoids pesticides in the St. Lawrence and tributary rivers. *Environmental Pollution*, 250, 29-39.

Morandin, L.A., Winston, M.L., Franklin, M.T., & Abbott, V.A. (2005). Lethal and sub - lethal effects of spinosad on bumble bees (*Bombus impatiens* Cresson). *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 61(7), 619-626

- Morrissey, C.A., Mineau, P., Devries, J.H., Sanchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M.C., & Liber, K. (2015). Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International*, 74, 291-303.
- Mortensen, S.R., (2006). Toxicity of Organophosphorus and Carbamate Insecticides Using Birds as Sentinels for Terrestrial Vertebrate Wildlife (chap.46). *Toxicology of organophosphate & carbamate compounds*. Gupta, R. C. (Ed.). (2011). Cambridge, USA. Academic Press. p.678.
- Morton, V., & Staub, T. (2008). A Short History of Fungicides. *Online, APSnet Features*. 10(1094), 2008-0308
- Mullin, C.A., Frazier, M., Frazier, J.L., Ashcraft, S., Simonds, R., & Pettis, J.S. (2010). High levels of miticides and agrochemicals in North American apiaries: implications for honeybee health. *PLoS one*, 5(3), e9754.
- Nambiar, K.K.M., (1994). Soil Fertility and Crop Productivity Under Long-Term Fertilizer Use in India. *Soil fertility and crop productivity under long-term fertilizer use in India*, New Delhi.
- Naylor, R.L. (1996). Energy and resource constraints on intensive agricultural production. *Annual review of energy and the environment*, 21(1), 99-123.
- Ndakidemi, B., Mtei, K., & Ndakidemi, P.A. (2016). Impacts of synthetic and botanical pesticides on beneficial insects. *Agricultural Sciences*, 7(06), 364.
- Nebel, S., Mills, A., McCracken, J.D., & Taylor, P.D. (2010). Declines of Aerial Insectivores in North America Follow a Geographic Gradient Présence d'un gradient géographique dans le déclin des insectivores aériens. *Avian Conservation and Ecology*, 5(2), 1.
- Nelson-Smith, D., (1995). Food or famine politics, economics and science in the world's food supply. Brighton Crop Protection Conference. *Weeds*, 1(1), 3-15.
- Newton, I. (1998). Population limitation in birds. Academic Press, NY.
- Nocera, J.J., Blais, J.M., Beresford, D.V., Finity, L.K., Grooms, C., Kimpe, L.E., Kyser, K., Michelutti, N., Reudink, M.W. & Smol, J.P. (2012). Historical pesticide applications coincided with an altered diet of aerially foraging insectivorous chimney swifts. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279(1740), 3114-3120.
- Oerke, E.C., & Dehne, H.W. (2004). Safeguarding production—losses in major crops and the role of crop protection. *Crop protection*, 23(4), 275-285.

- Pain, D.J., Gargi, R., Cunningham, A.A., Jones, A., & Prakash, V. (2004). Mortality of globally threatened Sarus Cranes *Grus antigone* from monocrotophos poisoning in India. *Science of the Total Environment*, 326(1), 55-61.
- Parka, S.J., & Soper, O.F. (1977). The physiology and mode of action of the dinitroaniline herbicides. *Weed Science*, 25(1), 79-87.
- Pesce, S., Lissalde, S., Lavieille, D., Margoum, C., Mazzella, N., Roubéix, V., & Montuelle, B. (2010). Evaluation of single and joint toxic effects of diuron and its main metabolites on natural phototrophic biofilms using a pollution-induced community tolerance (PICT) approach. *Aquatic Toxicology*, 99(4), 492-499.
- Pimentel, D. (1995). Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and environmental Ethics*, 8(1), 17-29.
- Pleasants, J.M., & Oberhauser, K.S. (2013). Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity*, 6(2), 135-144.
- PMRA. (1994). Decision Document: Imazethapyr. Pest Management Regulatory Agency, Interdepartmental Executive Committee on Pest Management. Health Canada. E94-03. Consulté le 30 avril 2018, sur <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H113-4-94-03E.pdf>
- Poulin, B., Lefebvre, G., & Paz, L. (2010). Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bt on breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 884-889.
- Primack, R.B. (2014). Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland.
- Prosser, R.S., Anderson, J.C., Hanson, M.L., Solomon, K.R., & Sibley, P.K. (2016). Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: a critical review of the literature. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 59-72.
- Quijano, L., Yusà, V., Font, G., & Pardo, O. (2016). Chronic cumulative risk assessment of the exposure to organophosphorus, carbamate and pyrethroid and pyrethrin pesticides through fruit and vegetables consumption in the region of Valencia (Spain). *Food and Chemical Toxicology*, 89, 39-46.
- Ratcliffe, D.A. (1970). Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *Journal of Applied Ecology*, 7(1), 67-115.

Rioux Paquette, S., Garant, D., Pelletier, F., & Bélisle, M. (2013). Seasonal patterns in tree swallow prey (Diptera) abundance are affected by agricultural intensification. *Ecological Applications*, 23(1), 122-133.

Rizzati, V., Briand, O., Guillou, H., & Gamet-Payraastre, L. (2016). Effects of pesticide mixtures in human and animal models: an update of the recent literature. *Chemico-biological interactions*, 254, 231-246.

Robinson, R.A., & Sutherland, W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of applied Ecology*, 39(1), 157-176.

Rodenhouse, N.L., & Holmes, R.T. (1992). Results of experimental and natural food reductions for breeding black - throated blue warblers. *Ecology*, 73(1), 357-372.

Rosenberg, K.V., Dokter, A.M., Blancher, P.J., Sauer, J.R., Smith, A.C., Smith, P.A., Stanton, J.C., Panjabi, A., Helft, L., Parr, M. & Marra, P.P. (2019). Decline of the North American avifauna. *Science*, 366(6461), 120-124.

Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K.A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.

Santé Canada, (2018a). Special Review of Clothianidin Risk to Aquatic Invertebrates: Proposed Decision for Consultation. Health Canada Pest Management Regulatory Agency. Ottawa, Ontario. Consulté le 24 août 2018, sur https://gallery.mailchimp.com/fa6a231c0128230357099bec1/files/513c59e1-cf4f-4af0-ad4a-9eb0ff5efd90/PSRD2018_01_eng_PMRA_Proposed_Decision_of_Clothianidin.pdf

Santé Canada, (2018b). Special Review of Thiamethoxam Risk to Aquatic Invertebrates: Proposed Decision for Consultation. Health Canada Pest Management Regulatory Agency. Ottawa, Ontario. Consulté le 24 août 2018, sur https://gallery.mailchimp.com/fa6a231c0128230357099bec1/files/aa7a8c68-64b5-43cc-8624-5293c74d3019/PSRD2018_02_PMRA_Proposed_Decision_for_Thiamethoxam.pdf

Savary, S., Willocquet, L., Pethybridge, S.J., Esker, P., McRoberts, N., & Nelson, A. (2019). The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nature ecology & evolution*, 3(3), 430-439.

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., & Weisser, W.W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574(7780), 671-674.

Sinclair, C.J., & Boxall, A.B. (2003). Assessing the ecotoxicity of pesticide transformation products. *Environmental science & technology*, 37(20), 4617-4625.

Smith, D. (1999). Worldwide trends in DDT levels in human breast milk. *International Journal of Epidemiology*, 28(2), 179-188.

Smith, A.C., Hudson, M.A.R., Downes, C.M., & Francis, C.M. (2015). Change points in the population trends of aerial-insectivorous birds in North America: synchronized in time across species and regions. *PloS One*, 10(7), e0130768.

Smits, J.E., Bortolotti, G.R., Sebastian, M., & Ciborowski, J.J. (2005). Spatial, temporal, and dietary determinants of organic contaminants in nestling tree swallows in Point Pelee National Park, Ontario, Canada. *Environmental toxicology and chemistry*, 24(12), 3159-3165.

Sodhi, N.S., (2010). Conservation biology for all. Oxford Univ. Press, NY.

Southwood, T.R.E., & Cross, D.J. (1969). The ecology of the partridge. *The Journal of Animal Ecology*, 38(3), 497-509.

Stanton, R.L., Morrissey, C.A., & Clark, R.G. (2016). Tree Swallow (*Tachycineta bicolor*) foraging responses to agricultural land use and abundance of insect prey. *Canadian Journal of Zoology*, 94(9), 637-642.

Stenersen, J. (2004). Chemical pesticides mode of action and toxicology. CRC press, Boca Raton.

Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., & Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294(5543), 843-845.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671.

Tomizawa, M., & Casida, J.E. (2003). Selective toxicity of neonicotinoids attributable to specificity of insect and mammalian nicotinic receptors. *Annual review of entomology*, 48(1), 339-364.

Tomizawa, M., & Casida, J.E. (2005). Neonicotinoid insecticide toxicology: mechanisms of selective action. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 45, 247-268.

Toy, A.D.F., & Uhing, E.H. (1964) Aminomethylenephosphinic acids, salts thereof, and process for their production. *United States Patent Office, Patent 3*, 160,632.

Trebst, A. (2008). The Mode of Action of Triazine Herbicides in Plants (chap. 8). *The Triazine Herbicides: 50 years Revolutionizing Agriculture*. Elsevier, San Diego.

Trudeau, S., Mineau, P., Sans Cartier, G., Fitzgerald, G., Wilson, L., Wheler, C., & Knopper, L. D. (2007). Using dried blood spots stored on filter paper to measure cholinesterase activity in wild avian species. *Biomarkers*, 12(2), 145-154.

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857-874.

United Nations. (2017). World Population Prospects: The 2017 Revision, Publication. Department of Economic and Social Affairs. Consulté le 13 janvier 2020, sur <https://www.un.org/development/desa/publications/world-population-prospects-the-2017-revision.html>

Van Bruggen, A.H.C., He, M.M., Shin, K., Mai, V., Jeong, K.C., Finckh, M.R., & Morris Jr, J.G. (2018). Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. *Science of the Total Environment*, 616, 255-268.

Van Den Berg, H., Manuweera, G., & Konradsen, F. (2017). Global trends in the production and use of DDT for control of malaria and other vector-borne diseases. *Malaria journal*, 16(1), 401.

Van Dijk, T.C., Van Staalduinen, M.A., & Van der Sluijs, J.P. (2013). Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PloS one*, 8(5), e62374.

Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J., & Brown, V.K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647-664.

Whitehorn, P.R., O’connor, S., Wackers, F.L., & Goulson, D. (2012). Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science*, 336(6079), 351-352.

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., & Vaughan Jennings, N. (2004). Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*, 18(5), 1283-1292.

Winkler, D.W., Luo, M.K., & Rakhimberdiev, E. (2013). Temperature effects on food supply and chick mortality in tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *Oecologia*, 173, 129-138.

Woodcock, B.A., Bullock, J.M., Shore, R.F., Heard, M.S., Pereira, M.G., Redhead, J., Ridding, L., Dean, H., Sleep, D., Henrys, P., Peyton, J., Hulmes, S., Hulmes, L., Sárospataki, M., Saure C., Edwards, M., Genersch, E., Knäbe, S., & Pywell, R.F. (2017). Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honeybees and wild bees. *Science*, 356(6345), 1393-1395.

Yang, C., Hamel, C., Vujanovic, V., & Gan, Y. (2011). Fungicide: modes of action and possible impact on nontarget microorganisms. *ISRN Ecology*, 2011, 1-8.

Young, A. (1999). Is there really spare land? A critique of estimates of available cultivable land in developing countries. *Environment, Development and Sustainability*, 1(1), 3-18.

Zacharia, J.T. (2011). Ecological effects of pesticides. Pesticides in the modern world-Risks and Benefits. IntechPublisher, Tanzania.

